

Vergleichende Untersuchungen über den potentiellen Eintrag von Nährstoffen in den Wasserkörper von Talsperren durch Freisetzung aus dem Sediment

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

Doctor rerum naturalium

(Dr. rer. nat.)

an der

Fakultät Mathematik und Naturwissenschaften

der Technischen Universität Dresden

vorgelegt von

Dipl.-Ing. Sebastian Maaßen

Gutachter: Prof. Dr. habil. I. Röske (TU Dresden)

Prof. Dr. habil. D. Uhlmann (TU Dresden)

Prof. Dr. habil. U. Stottmeister (UFZ Leipzig-Halle)

Tag der Einreichung: 8. April 2003

Tag der Verteidigung: 24. Oktober 2003

Dresden 2003

*Was unser Geist der Wirrnis abgewinnt,
kommt irgendwann Lebendigem zugute;
wenn es auch manchmal nur Gedanken sind,
sie lösen sich in jenem großen Blute,
das weiter rinnt ...
Und ist's Gefühl, wer weiß, wie weit es reicht,
und was es in dem reinen Raum ergibt,
in dem ein kleines Mehr von Schwer und Leicht
Welten bewegt und einen Stern verschiebt.*

RAINER MARIA RILKE 1924

Danksagung:

Hiermit möchte ich allen danken, die mich beim Erstellen dieser Arbeit unterstützt haben.

Zuerst danke ich Frau Prof. Dr. RÖSKE und Herrn Prof. Dr. UHLMANN, die jederzeit ein offenes Ohr für mich hatten und durch ihre fachliche Unterstützung einen großen Anteil an dieser Arbeit haben. Außerdem danke ich Frau Prof. Dr. RÖSKE, Herrn Prof. Dr. UHLMANN und Herrn Prof. Dr. STOTTMEISTER dafür, dass sie sich bereit erklärt haben, als Gutachter dieser Arbeit zu fungieren.

Allen Mitarbeitern des Institutes für Angewandte Mikrobiologie der TU Dresden gilt mein Dank, da sie mich sehr freundlich aufgenommen haben und in den Jahren meiner Tätigkeit in Dresden ein Arbeitsklima entstehen ließen, in dem ich mich sehr wohl gefühlt habe. Besonderer Dank gilt Frau ELKE VIEWEG für ihre tatkräftige und zuverlässige Hilfe bei den Probenahmen, Messungen und Laborversuchen, Frau CAROLA SCHEERER für die mikroskopische Auswertung der Sedimentproben, Frau ASTRID KEPLER für die Messungen am Ionenchromatographen, Frau MARION MAI für die Durchführung eines Teils der P-Fraktionierungen, Herrn Dr. AXEL WOBUS für die Unterstützung bei der Messung der Enzymaktivitäten und Herrn MARTIN

ESCHENHAGEN für viele nützliche Hinweise und die Erstellung der Fotos am Epifluoreszenzmikroskop. Herrn Dr. AXEL WOBUS und Frau ANJA OFFELDER möchte ich außerdem für die Bestimmung des Denitrifikationspotentials danken.

Herrn Dr. PAUL und Herrn Dr. ULRICH danke ich für die Unterstützung bei der Messung und Auswertung der Metall-Konzentrationen am ICP-AES in der Ökologischen Station Neunzehnhain.

Frau Dr. ZWIRNMANN vom Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) bin ich für die Durchführung und die mühevollen Auswertung der LCOD-Messungen zu großem Dank verpflichtet.

Herr Dr. ACKERMANN von der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen hat mir sehr entgegenkommend Daten- und Bildmaterial über die Talsperren überlassen und mich mit vielen fachlichen Ratschlägen unterstützt. Dafür möchte ich mich bedanken. Außerdem danke ich den Mitarbeitern der Labors der Landestalsperrenverwaltung für die regelmäßige Zusendung aktueller Wasserdaten.

Zu guter Letzt möchte ich die Gelegenheit wahrnehmen, mich bei meinen Eltern zu bedanken, die mich über all die Jahre in jeder Hinsicht unterstützt und mir das Gefühl von Geborgenheit gegeben haben.

Sebastian Maaßen, im April 2003

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS:

(g):	gasförmig
(gel.):	gelöst
(s):	solid (fest)
BD:	Bicarbonat-Dithionit
DAPI:	4,6-Diamino-2-phenylindolhydrochlorid
DIC:	Dissolved Inorganic Carbon (gelöster anorganischer Kohlenstoff)
DOC:	Dissolved Organic Carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
ECD:	Electron Caption Detector (Elektronenauffangdetektor)
EDTA:	Ethylendiamintetracetat
Eh:	Redoxpotential
Eh _{pH7} :	Redoxpotential normiert auf pH 7
FDA:	Fluoresceindiaceat
FS:	Feuchsubstanz
HEPES:	2-(4-(2-Hydroxyethyl)-1-piperazinyl)ethansulfonsäure
HS:	Huminstoffe
IC:	Ionenchromatographie
ICP-AES:	Inductively Coupled Plasma-Atom-Emissions-Spektrometrie
IR:	infrarot
LAWA:	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LCOCD:	Liquid Chromatography with UV- and Organic Carbon Detection (Gelchromatographie mit UV- und Kohlenstoffdetektion)
MNA:	Methoxy-beta-Naphtylamid
MPS:	Metall:Phosphor-Summenquotient
MUF:	Methylumbelliferon
Mul:	Talsperre Muldenberg
Neu:	Talsperre Neunzehnhain I
NMS:	niedermolekulare organische Säuren
NRP:	Non Soluble Reactive Phosphorus (nicht löslicher reaktiver Phosphor)
PBS:	phosphate buffered saline (phosphatgepufferte Kochsalzlösung)
POC:	particular organic carbon (partikulärer organischer Kohlenstoff)
PS:	Polysaccharide
Qui:	Talsperre Quitzdorf
Sai:	Talsperre Saidenbach
SEC:	Size Exclusion Chromatography
SRP:	Soluble Reactive Phosphorus (löslicher reaktiver Phosphor)
TP:	Total Phosphorus (Gesamt-Phosphor)
TS:	Trockensubstanz
UV:	ultraviolett
WHG:	Wasserhaushaltsgesetz

INHALTSVERZEICHNIS:

1	EINLEITUNG	1
1.1	Belastung und Schutz von Gewässern	1
1.2	Sedimente als Quellen und Senken von Nährstoffen.....	4
1.3	Methoden der Bewertung der Gewässerbeschaffenheit.....	7
1.3.1	<i>Trophiebewertung von natürlichen Seen.....</i>	7
1.3.2	<i>Trophiebewertung von Talsperren</i>	10
1.3.3	<i>Nachteile der Bewertungsmethoden.....</i>	12
1.4	Problemstellung und Untersuchungsziele	13
2	DIE UNTERSUCHUNGSGEWÄSSER.....	14
2.1	Die Talsperre Neunzehnhain I.....	16
2.2	Die Talsperre Muldenberg.....	17
2.3	Die Talsperre Saidenbach	18
2.4	Die Talsperre Quitzdorf	19
3	UNTERSUCHUNGSMETHODEN	21
3.1	Sedimententnahme und Porenwassergewinnung	21
3.2	Chemische Untersuchungsmethoden	22
3.2.1	<i>Chemische Parameter im Porenwasser</i>	22
3.2.2	<i>Chemische Parameter im Sediment.....</i>	23
3.2.3	<i>Profile von Redoxpotential und Sauerstoff.....</i>	24
3.2.4	<i>P-Fraktionierung (nach PSENNER)</i>	25
3.2.5	<i>Gelchromatographie mit UV- und DOC-Detektion (nach HUBER & FRIMMEL).....</i>	28
3.3	Biologische Untersuchungsmethoden	29
3.3.1	<i>Gesamtzellzahlen der Bakterien.....</i>	29
3.3.2	<i>Microcystis im Sediment.....</i>	29
3.3.3	<i>Enzymaktivitäten</i>	30
3.3.4	<i>Sedimentatmung</i>	32
3.3.5	<i>Denitrifikationspotential</i>	32
3.4	Laborexperimente.....	33
3.4.1	<i>Zugabe von Sulfat und Nitrat</i>	33
3.4.2	<i>Zugabe von Aluminium.....</i>	33
3.5	Statistische Analysen	34

4	ERGEBNISSE UND DISKUSSION.....	35
4.1	Die Abhängigkeit der Sediment- und Porenwasser-Zusammensetzung von der Trophie.....	35
4.1.1	<i>Phosphor</i>	35
4.1.2	<i>Redoxpotential, pH-Wert im Porenwasser.....</i>	41
4.1.3	<i>Elektronenakzeptoren.....</i>	45
4.1.3.1	Sauerstoff und Nitrat.....	45
4.1.3.2	Sulfat.....	46
4.1.4	<i>Endprodukte des mikrobiellen Abbaus.....</i>	49
4.1.4.1	Ammonium	50
4.1.4.2	Alkalinität	52
4.1.4.3	DOC und Huminstoffe.....	55
4.1.5	<i>Metalle.....</i>	59
4.1.6	<i>Mikrobiologische Parameter.....</i>	69
4.1.6.1	Gesamtzellzahlen der Bakterien	69
4.1.6.2	Enzymaktivitäten	70
4.1.6.3	Sedimentatmung	76
4.1.6.4	Denitrifikationspotential	77
4.1.7	<i>Zusammenfassende Darstellung der Abhängigkeiten zwischen den Parametern im Sediment und im Porenwasser</i>	79
4.2	Bewertungsansatz für Sedimente in Anlehnung an die LAWA-Richtlinie zur Gewässerbewertung.....	80
4.3	Der Einfluss der Sedimente auf die Trophie am Beispiel der polytrophen Talsperre Quitzdorf.....	83
4.3.1	<i>Massenwachstum von Microcystis</i>	83
4.3.2	<i>Experimente zur Untersuchung der P-Freisetzung</i>	89
4.3.2.1	Zugabe von Sulfat und Nitrat.....	90
4.3.2.2	Zugabe von Aluminium	92
4.3.3	<i>Restaurierungsansätze.....</i>	94
5	ZUSAMMENFASSUNG	99
6	LITERATURVERZEICHNIS	103

1 EINLEITUNG

1.1 Belastung und Schutz von Gewässern

Durch die intensive und vielfältige Nutzung von Gewässern, sowohl zur Trinkwassergewinnung als auch für die Fischereiwirtschaft und im Erholungsbereich, kommt es häufig zu Konflikten zwischen diesen Nutzungsansprüchen und dem ökologischen Anspruch, die Gewässer als Lebensraum für Pflanzen und Tiere zu erhalten. Eine wichtige und langfristige Aufgabe der heutigen Zeit ist es, Konzepte zu entwickeln und umzusetzen, die eine integrierte Bewirtschaftung der Gewässer nach ökonomischen, ökologischen und sozialen Aspekten gewährleisten. Nach der Agenda 21 (United Nations Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro, Brasilien, 1992) ist „die Ressource Wasser als unverzichtbare Lebensgrundlage in Menge und Güte und in Wahrung ihrer vielfältigen Funktionen nachhaltig und verantwortlich zu nutzen“.

Auch auf nationaler Ebene wurde diese weitreichende Aufgabe als allgemeiner Grundsatz des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) festgehalten:

§ 1a WHG:

(1) „Die Gewässer sind als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern. Sie sind so zu bewirtschaften, dass sie dem Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auch dem Nutzen Einzelner dienen und vermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Funktion unterbleiben.“

Auch die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union ist auf diesem ganzheitlichen ökologischen Ansatz für den Gewässerschutz aufgebaut und löst somit frühere nationale Bestimmungen ab, in denen vor allem die Nutzung im Vordergrund stand.

Die qualifizierte Beurteilung von Gewässern stellt in Zeiten der fortschreitenden Verknappung der Nahrungsressource „Wasser“ ein wichtiges Instrument zur Verbesserung der Lebensqualität dar, da nur so negative anthropogene Einflüsse erkannt, vermieden

und behoben werden können. Um die Qualität eines Gewässers und seine potentiellen Entwicklungstendenzen exakt beurteilen zu können, sollten neben Parametern zur Bewertung der Wasserqualität auch alle Belastungspfade genau erfasst werden.

Bei der Einschätzung der Belastungspfade wird zwischen punktförmigen und diffusen Quellen unterschieden. Die punktförmigen Quellen sind vor allem bei kommunalen, gewerblichen und industriellen Abwassereinleitungen in Gewässer sowie bei Abläufen von Klär- und Regenwasserbehandlungsanlagen zu finden. Die flächenhaften Einträge, welche aus dem Boden durch Oberflächenabfluss, Erosion, Drainageleitungen oder durch das Grundwasser in die Gewässer gelangen, werden als Einträge aus diffusen Quellen bezeichnet. Aber auch die Einträge aus der Atmosphäre und die Summe diverser kleiner Direkteinträge wie Hofabwässer, Laub- und Streueintrag etc. werden zumeist ebenfalls zu den diffusen Quellen gerechnet (z. B. MANNSFELD 2000, HAMM 2001). Eine andere Quelle für den Stoffeintrag ist die Freisetzung aus dem Sediment. Diese Eintragsquelle ist vor allem in flachen Gewässern von großer Bedeutung, da dort die starke Erwärmung des Wasserkörpers in den Sommermonaten und eine verstärkte Resuspension aufgrund von instabilen Schichtungsverhältnissen zu hohen Freisetzungsraten führen können.

Stoffe, welche die Struktur oder Funktion der Gewässer-Ökosysteme beeinträchtigen, werden als Laststoffe bezeichnet. Diese Stoffe können neben den Auswirkungen auf das Ökosystem auch die Wasserbeschaffenheit und damit die Nutzung des Gewässers negativ beeinflussen. Besonders bei Gewässern, die zur Trinkwassergewinnung verwendet werden, kann es aufgrund der sensiblen Nutzung zu Problemen kommen, deren Behebung mit erheblichen Kosten verbunden ist.

Zu den Laststoffen werden verschiedene Stoffgruppen gezählt (nach UHLMANN & HORN 2001):

- Pflanzennährstoffe:
überwiegend gelöste P- und N-Verbindungen, die durch verstärktes Phytoplanktonwachstum Schlamm- und Algenbildung am Gewässergrund oder durch verstärktes Makrophytenwachstum eine Verkräutung des Gewässers verursachen
- Sink- und Schwebstoffe:
Stoffe, welche die Lichtdurchlässigkeit des Wasserkörpers verringern und auf dem Gewässerboden eine starke Sauerstoffzehrung verursachen können
- toxische Stoffe:
Substanzen zumeist landwirtschaftlichen und industriellen Ursprungs, welche entweder selbst akut oder chronisch toxisch wirken, oder deren Metabolite
- sauerstoffzehrende organische Stoffe:
vor allem Abwasser-Inhaltsstoffe, die O₂-Schwund und Geruchsentwicklung durch Fäulnisprozesse im Wasserkörper hervorrufen
- schwer abbaubare, nicht toxische Stoffe:
Restprodukte des biologischen Abbaus und Abwasser-Inhaltsstoffe der Holz- und Kohleverarbeitenden Industrie, welche u. a. bei der Trinkwasserbehandlung mit Chlor toxische Verbindungen bilden können
- Mineralsäuren:
häufige Inhaltsstoffe industrieller Emissionen, starker Eintrag in Tagebaurestseen
- pathogene und toxinproduzierende Mikroorganismen:
Mikroorganismen, welche direkt oder durch ihre Ausscheidungsprodukte schädlich auf den Menschen oder das Gewässerökosystem wirken; hierzu gehören z. B. auch wasserblütenbildende Cyanobakterien wie *Microcystis*

1.2 Sedimente als Quellen und Senken von Nährstoffen

Gewässersedimente bestehen aus akkumuliertem partikulärem Material am Gewässergrund (z. B. HUPFER 2001). Sie stellen eine heterogene Matrix dar, welche aus anorganischen und organischen Materialien wie Boden- und Gesteinsfragmenten, Detrituspartikeln, Tierfaeces und anthropogen bedingten Substanzen wie z. B. Abwassersinkstoffen zusammengesetzt ist (POWER & CHAPMAN 1992). Das Interstitial- oder Porenwasser kann in Sedimenten einen Volumenanteil von bis zu ca. 30 % ausmachen (BATLEY & GILES 1979). Sedimente können neben Senken auch Quellen von Nährstoffen (Ammonium, Phosphat) und anderen Laststoffen sein (z. B. MOUVET & BOURG 1983, MAHER et al. 1999), welche die chemische Zusammensetzung und Qualität des Gewässers verändern können.

Die meisten Sedimente sind Habitate für eine Vielzahl von Organismengemeinschaften mit Algen, Makrophyten, benthischen Invertebraten (z. B. Protozoen, Nematoden, Oligochaeten) und vor allem Bakterien (HAKANSON & JANSSON 1983). Die Bakterien liegen in Sedimenten in einer Dichte vor, welche um etwa drei bis fünf Größenordnungen größer ist als die im Wasserkörper. Die oberste Sedimentschicht ist die biochemisch aktivste Zone im gesamten Gewässer und somit auch die Zone, in der gelöstes und partikuläres organisches Material verstärkt abgebaut wird. Dies trug dazu bei, dass Sedimente bereits in frühen Arbeiten als „natürlicher Belebtschlamm“ bezeichnet wurden (HÖLL 1930).

In Sedimenten finden permanent chemische und biologische Umwandlungsprozesse statt, welche die Löslichkeit und die Konzentrationsgradienten und damit auch das Freisetzungspotential von Nährstoffen stark beeinflussen. Da die meisten Standgewässer phosphorlimitiert sind und Phosphor somit einen entscheidenden Einfluss auf die Trophie hat, sollen die Mechanismen der P-Freisetzung etwas näher beleuchtet werden.

Die P-Nettoreisetzung in einem System mit überwiegend interner Belastung wird definiert als die Differenz aus dem Abwärts-Flux, welcher vor allem von der Sedimentation der im Wasserkörper gebildeten Partikel (Algen, Detritus) bestimmt wird, und dem Aufwärts-Flux aus dem Sediment, welcher durch P-Rücklösung und vertikalen Trans-

port die P-Festlegung im Sediment übersteigt (z. B. JANSSON et al. 1988, SØNDERGAARD et al. 2001). Da die P-Konzentration im Sediment oft mehr als das Tausendfache der im Wasserkörper beträgt, ist diese P-Freisetzung oftmals maßgebend für die Eutrophierung eines Gewässers. Bei der Freisetzung von Phosphat aus den Sedimentpartikeln haben chemische und biologische Vorgänge eine große Bedeutung. Der Einfluss von Mikroorganismen kann entweder direkt sein, z. B. durch die Mineralisation von organischem Phosphor, oder indirekt durch die Veränderung der chemischen Bedingungen im Sediment (vor allem Redoxpotential, pH).

Verschiedene Transportmechanismen führen zur Freisetzung des gelösten Phosphats aus dem Sediment. Die molekulare Diffusion ist hier der entscheidende Prozess, die Freisetzung kann jedoch verstärkt werden durch Bioturbation und Gasblasen (OHLE 1958, OHLE 1978, FUKURA & SAKAMOTO 1987, PHILLIPS et al. 1994). Auch windinduzierte Turbulenzen können besonders in flachen Gewässern die Resuspension und damit die Freisetzung des Phosphors erhöhen (JONES & WELCH 1990, KRISTENSEN et al. 1992, EKHOLM et al. 1997, HAMILTON & MITCHELL 1997).

Die P-Freisetzung ist also abhängig von einem komplexen Wirkungsgefüge aus biologischen (z. B. mikrobielle Mineralisationsprozesse, Bioturbation), chemischen (z. B. Redoxbedingungen, pH) und physikalischen Faktoren (z. B. Temperatur, Scherkräfte, Resuspension) (KAMP-NIELSEN 1974, BOSTRÖM et al. 1982, JENSEN & ANDERSEN 1992, SØNDERGAARD et al. 1992, WELCH & COOKE 1995, BOERS et al. 1998, PETTERSON 1998).

Der Phosphor kann entweder in partikulärer Form in das Gewässer gelangen und somit direkt zur Sedimentbildung beitragen oder als gelöstes Phosphat, welches vor allem von Primärproduzenten und Bakterien aufgenommen wird und anschließend als partikulärer Phosphor den Gewässergrund durch Sedimentation erreicht. Die Sedimentation des Phosphors kann auch durch Mitfällung mit Calciumcarbonat (HOUSE et al. 1986, DRISCOLL et al. 1993, GOLTERMANN 1995, HARTLEY et al. 1997) oder die Adsorption an Eisen- und Aluminiumhydroxide (HONGVE 1997, PREPAS & BURKE 1997, MCAULIFFE et al. 1998, KLEEBOERG & SCHUBERT 2000) hervorgerufen werden. Im Sediment wird der Phosphor durch chemische und biologische Prozesse verändert und in

verschiedene organische und anorganische Verbindungen überführt, sodass er schließlich entweder fest in das Sediment eingelagert wird oder aber in Lösung geht und somit wieder in den Wasserkörper abgegeben wird. Diese Prozesse werden als Diagenese zusammengefasst. Nach HUPFER et al. (1995) wird der größte Teil des sedimentierten partikulären Phosphors während der frühen Diagenese wieder abgegeben.

Häufig treten besonders in den Sommermonaten erhöhte P-Konzentrationen im Hypolimnion von geschichteten Gewässern und im gesamten Wasserkörper von ungeschichteten Gewässern auf. Dieses Phänomen ist vor allem in Gewässern mit geringer Tiefe zu beobachten, deren Wasserkörper bis zum Gewässergrund erwärmt wird. In den meisten Fällen ist die Erhöhung der P-Konzentration ein direktes Resultat der P-Freisetzung aus dem Sediment und der anschließenden Umsetzung durch das Phytoplankton (JEPPESEN et al. 1997, RAMM & SCHEPS 1997, KOZERSKI & KLEEBERG 1998, SØNDERGAARD et al. 1999). Die starke Saisonalität der P-Rückhaltekapazität der Sedimente beweist, dass die P-Freisetzung stark von der Temperatur und der biologischen Aktivität abhängt (JENSEN & ANDERSEN 1992, BOERS et al. 1998). Wenn die Temperatur ansteigt, erfolgt eine Stimulation der mikrobiellen Mineralisation von organischen Verbindungen und eine Erhöhung der Diffusion von anorganischen Phosphaten aus den Sedimenten (BOSTRÖM et al. 1982, JEPPESEN et al. 1997). Außerdem verringert sich bei höheren Temperaturen die Eindringtiefe von Elektronenakzeptoren wie Sauerstoff und Nitrat in das Sediment, da diese durch die erhöhte Sedimentation und Mineralisation von organischem Material verstärkt verbraucht werden (TESSENOW 1972, JENSEN & ANDERSEN 1992).

Bei der Überwachung von stehenden Gewässern wird der Einfluss des Sediments auf den Wasserkörper oft unterschätzt. Dabei wirkt gerade dieses Kompartiment meist als eine wichtige Nährstoffquelle und dadurch als Ursache von Eutrophierungen. Häufig werden zur Einstellung einer besseren Gewässerqualität Untersuchungen veranlasst, die oft nur die „offensichtlichen“ Belastungsquellen (z. B. Zuflüsse, Direkteinleitungen und Erosion) betrachten. Wenn diese Belastungspfade unterbrochen sind, also keine Nährstoffe mehr aus dem Einzugsgebiet eingeleitet werden, wird erwartet, dass sich der Gewässerzustand entsprechend der Wassererneuerung merklich verbessert. Es wird jedoch häufig außer Acht gelassen, dass im Laufe der Jahre, in denen aus dem Einzugsgebiet Nährstoffe in das Gewässer gelangt sind, sich diese in den Sedimenten angereichert

haben.

Obwohl manche Gewässer schnell auf eine Verringerung von externen P-Einträgen reagieren (SAS 1989), sind in vielen Fällen nur geringe positive Auswirkungen zu verzeichnen (MARSDEN 1989, JEPPESEN et al. 1991, VAN DER MOLEN & BOERS 1994). Das Phosphat, welches sich während eines hohen externen P-Eintrags im Sediment angesammelt hat, kann durch Verringerung der externen P-Last und der daraus folgenden geringeren P-Konzentration im Freiwasser aus dem Sediment freigesetzt werden, da es dann zu einem Konzentrationsausgleich kommt und sich ein neues Gleichgewicht einstellt (SAS 1989, RYDIN 1981, SØNDERGAARD et al. 1999). Diese interne P-Last kann in manchen Fällen so hoch sein, dass die durch die externe Lastreduzierung angestrebten Kriterien für die Wasserqualität nicht erreicht werden (GRANELI 1999, SCHARF 1999). Deshalb hat die Sanierung des Einzugsgebietes eines Gewässers in vielen Fällen nur geringe positive Auswirkungen auf die Beschaffenheit des Wasserkörpers, wenn das Sediment eine hohe Nährstoff-Freisetzung aufweist.

1.3 Methoden der Bewertung der Gewässerbeschaffenheit

1.3.1 Trophiebewertung von natürlichen Seen

Die trophische Bewertung von Standgewässern erfolgt in der Bundesrepublik Deutschland nach einer im Jahre 1998 von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) erstellten Richtlinie. Die Grundlage dieses Bewertungssystems bildet neben den Arbeiten von THIENEMANN (1914, 1915), NAUMANN (1921, 1932) und VOLLENWEIDER (OECD 1982) auch der Fachbereichsstandard TGL 27885/01 „Nutzung und Schutz der Gewässer – stehende Binnengewässer – Klassifizierung“ der ehemaligen DDR aus dem Jahre 1982.

Für ein Bewertungssystem zur flächendeckenden Erfassung von Standgewässern gibt es verschiedene Grundanforderungen (LAWA 1998):

- Praktikabilität, finanzielle und personelle Durchführbarkeit
- bundesweite Anwendbarkeit auf eine große Anzahl von Standgewässern
- wissenschaftliche Begründung, objektive Nachvollziehbarkeit
- allgemeine Verständlichkeit im Hinblick auf das Ziel des Gewässerschutzes und dessen Durchführung

Ein für die Praxis anwendbares Bewertungssystem stellt also einen Kompromiss zwischen der erforderlichen Einfachheit und den Erfordernissen der wissenschaftlichen Exaktheit dar. Durch diesen reduktionistischen Ansatz eignet sich das Bewertungssystem der LAWA für eine Ersteinschätzung und trophische Bewertung vieler Seen. Für eine eingehende limnologische Beurteilung reicht es jedoch nicht aus. Außerdem kann diese Richtlinie nicht als Grundlage für eventuelle Sanierungsmaßnahmen von belasteten Standgewässern dienen, da hier eine exakte limnologische Untersuchung erfolgen muss, um die Ursachen der Gewässerbelastung zu analysieren und das Sanierungsziel zu definieren.

In der LAWA-Richtlinie werden zwei Gewässerzustände definiert: der Ist- und der Referenz-Zustand. Der Ist-Zustand entspricht dem aktuellen, messbaren trophischen Zustand, während der Referenzzustand den potentiell natürlichen Zustand eines Gewässers darstellt, welcher durch den Vergleich mit dem Ist-Zustand eine Bewertung des Gewässers zulässt. Die abschließende Bewertung des Gewässers erfolgt nach rein ökologischen Gesichtspunkten, um die in den Wasser- und Naturschutzgesetzen vorgegebenen Ziele des Gewässerschutzes zu erfüllen. Ein Bewertungsansatz, welcher sich an den jeweiligen Nutzungen des Gewässers orientiert, wird dagegen grundsätzlich abgelehnt.

Die Ermittlung des Ist-Zustandes eines Gewässers erfolgt in Anlehnung an das Belastungskonzept von VOLLENWEIDER (OECD 1982). Hierbei dienen der Gesamt-Phosphor zur Einschätzung der Nährstoffsituation und die Parameter Chlorophyll a und Sichttiefe zur Beschreibung der trophischen Situation im Gewässer. Zusätzlich können die dominanten Algentaxa bestimmt werden, um Informationen über die Zusammensetzung der Phytoplanktonbiozönose zu erhalten. Die Beschränkung auf den Nährstoffparameter Gesamtphosphor ist neben der geforderten Praktikabilität und Einfachheit des Verfahrens damit zu begründen, dass die Eutrophierung in nahezu allen Standgewässern auf

die Verfügbarkeit des Phosphors zurückzuführen ist und nur durch Reduktion der P-Belastung bekämpft werden kann. Andererseits eignen sich Stickstoffverbindungen nicht zur Trophieklassifizierung, da der N-Haushalt der Gewässer gegen die Atmosphäre offen und somit durch Sanierungsmaßnahmen schlecht beeinflussbar ist (VOLLENWEIDER, OECD 1982).

Zur Bestimmung des Ist-Zustandes müssen mindestens vier Probenahmen im Jahr durchgeführt werden, wobei bei drei Probenahmen während der Vegetationsperiode des Gewässers (Mai – September) die Sichttiefe, der Gehalt an Chlorophyll a und Gesamtphosphor im Epilimnion und das dominante Phytoplankton bestimmt werden. Bei einer zusätzlichen Probenahme während der Frühjahrszirkulation wird der Gesamtphosphorgehalt im durchmischten Wasserkörper gemessen. Jeder ermittelte Parameter wird nach einer Indexzuweisung in ein Trophiesystem eingeordnet, welches die Trophiestufen oligotroph, mesotroph, eutroph, polytroph und hypertroph enthält. Der Zustand hypertroph kennzeichnet den höchsten Trophiegrad und kommt unter naturnahen Bedingungen nur selten vor.

Der Referenzzustand beschreibt den Zustand eines Gewässers, welcher sich ohne anthropogene Einflüsse nur aufgrund von geographischen, hydrologischen, topographischen und morphometrischen Charakteristika einstellen würde. Er wird aus dem potentiell natürlichen Nährstoffeintrag und den trophiesteuernenden Kenngrößen der Seemorphometrie ermittelt. Der potentiell natürliche Eintrag von Phosphor wird aus den Einträgen aus dem Einzugsgebiet durch nasse und trockene Deposition, der mittleren Gesamtphosphor-Konzentration im Zufluss und der theoretischen Verweilzeit des Wassers errechnet (LAWA 1998).

Der Zusammenhang zwischen der Trophie und den morphometrischen Kenngrößen wurde aufbauend auf Arbeiten von MIETZ (1991) und MIETZ & VIETINGHOFF (1994) als Kriterium für den Referenzzustand in die LAWA-Richtlinie aufgenommen. Die entscheidenden Kenngrößen sind hierbei die mittlere Tiefe und der Tiefengradient (nach MIETZ 1991), welcher aus der maximalen Tiefe des Gewässers und der effektiven Länge und Breite der Gewässerfläche errechnet wird. Mit Hilfe der mittleren Tiefe und des Tiefengradienten kann mittels einer empirischen Formel eine Referenzsichttiefe er-

mittelt werden. Ausgehend von Regressionen zwischen Sichttiefe und Chlorophyll a bzw. Sichttiefe und Gesamtphosphor, die für eine repräsentative Anzahl von Gewässern berechnet wurden, kann man von der Referenzsichttiefe auf die anderen trophiebeschreibenden Parameter (Chlorophyll a, Gesamtphosphor) schließen, wodurch eine Einordnung in das Trophiesystem ermöglicht wird (MIETZ et al. 1996).

Die Gewässer werden für die Trophieeinstufung in unterschiedliche hydrogeographische Gewässerklassen unterteilt, welche sich an der Gewässergröße und der Art der Schichtung orientieren. Aufbauend auf dieser Klassifizierung werden in der LAWA-Richtlinie die Kleinseen (< 5 ha), die geschichteten und die ungeschichteten Seen separat betrachtet. Die LAWA-Richtlinie (1998) bezieht sich nur auf natürlich entstandene Seen. Da sich aber anthropogen entstandene Seen (z. B. Talsperren, Tagebaurestseen) in verschiedenen Merkmalen von den natürlichen unterscheiden, wurde im Jahre 2000 eine Richtlinie entworfen, welche sich mit der Trophiebewertung von Talsperren befasst.

1.3.2 Trophiebewertung von Talsperren

Talsperren sind wasserwirtschaftliche Anlagen, welche „stehende Gewässer“ innerhalb von Fließgewässersystemen bilden. In limnologischer Hinsicht sind Talsperren Standgewässer, die über einen Zu- und Ablauf verfügen. Somit stellen sie stark offene Systeme dar, deren Eigenschaften durch die Nutzung und Struktur der Einzugsgebiete, durch die Wassermengenbewirtschaftung und durch hydrographisch-morphometrische Kenngrößen (z. B. mittlere Tiefe, Beckenform, Uferentwicklung) bestimmt werden (PÜTZ et al. 2002).

Die Hauptnutzung von Talsperren liegt in den Bereichen Trink- und Brauchwassergewinnung, Hochwasserschutz, Energiewirtschaft und Erholung. Außerdem sind viele, vor allem ältere Talsperren wertvolle Lebensräume für Pflanzen und Tiere (LAWA 1990). Die wichtigsten Unterschiede zwischen Talsperren und natürlichen Seen ergeben sich aus der Nutzungsart, der Bewirtschaftungsintensität und aus morphometrischen und hydrographischen Besonderheiten (LAWA 2000). Typische Merkmale, welche nur auf Talsperren zutreffen, sind die hypolimnische Wasserentnahme und die damit verbunde-

nen Veränderungen der Temperaturschichtungen und Stoffbilanzen, Stauspiegelschwankungen und kurze theoretische Verweilzeiten (häufig < 1 a). Da bei Talsperren die anthropogene Nutzung im Vordergrund steht, kann eine Beurteilung nur nutzungsbezogen erfolgen.

Bei Trinkwassertalsperren ist die Einhaltung und Überwachung von nutzungsorientierten Gütezielen von besonders großer Bedeutung. Nach BERNHARDT & CLASEN (1982), welche die Güteziele für Trinkwassertalsperren in bezug auf Trophiekriterien definiert haben, sollten sich Trinkwassertalsperren in einem oligotrophen, höchstens mesotrophen, keinesfalls aber in einem eutrophen Zustand befinden. Je eutropher eine Talsperre ist, desto schwieriger und kostenintensiver wird die Gewinnung von Trinkwasser. Ein oligotropher bzw. mesotropher Zustand sollte für Talsperren auch aus ökologischer Sicht angestrebt werden (PÜTZ & SCHARF 1998).

Die Ermittlung des Ist-Zustandes erfolgt bei Talsperren analog zu den Verfahren zur Bewertung natürlicher Seen. Wie bei den natürlichen Seen erfolgt auch für Talsperren eine getrennte Beurteilung von tiefen, stabil geschichteten Talsperren, polymiktischen Flachstauseen und kleinen Talsperren. Der Referenz-Zustand wird wie bei natürlichen Seen aus den potentiell natürlichen P-Einträgen und dem morphometrieabhängigen Referenzzustand berechnet. Im Gegensatz zu natürlichen Seen kann bei tiefen Talsperren aufgrund der hypolimnischen Wasserentnahme der Tiefengradient nach MIETZ (1991), welcher ein Maß für die Schichtungsstabilität darstellt, nicht als trophiesteuernde Kenngröße herangezogen werden. Untersuchungen haben ergeben, dass bei Talsperren eine signifikante Beziehung nur zwischen der mittleren Tiefe und dem Trophiegrad nachweisbar ist (MIETZ et al. 1998). Deshalb wird auch nur die mittlere Tiefe als morphometrische Kenngröße angewendet. Der natürliche potentielle P-Eintrag wird wie bei natürlichen Seen aus den P-Einträgen aus dem Einzugsgebiet, der mittleren Gesamtphosphor-Konzentration im Zufluss und der theoretischen Verweilzeit des Wassers errechnet.

1.3.3 Nachteile der Bewertungsmethoden

Mit den von der LAWA beschriebenen Methoden der Gewässereinstufung werden die Parameter untersucht, welche den Ist-Zustand und den Referenz-Zustand von stehenden Gewässern beschreiben. Mit diesen Methoden können jedoch keine Aussagen über zukünftige Entwicklungen des Gewässers bzw. über die Ursachen von Eutrophierungen getroffen werden. Häufig ist es sehr schwierig, für die vier Probenahmen, die zur Bewertung des Ist-Zustandes eines Gewässers erforderlich sind, einen Zeitpunkt auszuwählen, der ein repräsentatives trophisches Abbild des Gewässers liefert. Die Parameter Gesamtphosphor, Sichttiefe und Chlorophyll a zeigen oftmals starke Schwankungen, sodass eine Einschätzung des Trophiezustandes erschwert wird. Bei Flachgewässern kommt es häufig zu einer Unterbewertung der P-Freisetzung aus dem Sediment. Gerade bei Talsperren wurde aufgrund der relativ hohen Durchflussrate angenommen, dass die interne P-Last vernachlässigbar ist. Dabei ist auch in diesen Gewässern zum Teil eine erhebliche P-Freisetzungsrate aus dem Sediment zu verzeichnen, die einen hohen Trophiegrad oder dessen Erhöhung in den Folgejahren verursachen kann.

Das Sediment eines Gewässers reagiert relativ verzögert auf Veränderungen im Einzugsgebiet. Dadurch sind viele Parameter im Sediment geringeren Schwankungen unterworfen als die entsprechenden Parameter im Wasserkörper. Außerdem kann das Sediment aufgrund der Freisetzung bzw. Festlegung von Nährstoffen als Speicher von Informationen herangezogen werden, welche für die Bewertung der Trophie eines Gewässers große Bedeutung haben.

Bei verschiedenen Parametern des Trockensediments (z. B. Metall-Gehalt, Phosphor-Gehalt), die wichtige Aussagen über das Nährstoffrückhaltepotential liefern können, sind nahezu keine saisonalen Schwankungen zu verzeichnen. Somit kann man schon durch wenige Probenahmen ein bewertendes Abbild der Sedimenteigenschaften erhalten. Durch die Berechnung von Freisetzungsraten und von internen Nährstoffeinträgen ist es möglich, den Einfluss des Sediments auf ein Gewässer abzuschätzen und somit zukünftige Trophieentwicklungen zu prognostizieren. Aufgrund dieser Eigenschaften erscheint es sinnvoll, auch Sedimentparameter als ergänzendes Bewertungskriterium für die Trophie von Seen und Talsperren heranzuziehen.

Bei der Untersuchung von Sedimenten ist allerdings zu beachten, dass diese sehr oft eine starke räumliche Heterogenität aufweisen. Deshalb ist es notwendig, mehrere Sedimentkerne zu entnehmen. Außerdem sollten zur Überprüfung der Heterogenität Sedimentproben von verschiedenen Stellen im Gewässer entnommen werden. Durch die Anreicherung verschiedener trophierelevanter Stoffe an der tiefsten Stelle des Gewässers (Sedimentfokussierung) kann in vielen Fällen davon ausgegangen werden, dass diese Stelle zur Untersuchung am besten geeignet ist.

1.4 Problemstellung und Untersuchungsziele

Die durchgeführten Untersuchungen hatten zum Ziel, den Zusammenhang zwischen chemischen und mikrobiellen Parametern im Sediment von Talsperren unterschiedlicher Trophie darzustellen. Es wurde untersucht, inwieweit die Beschaffenheit der obersten Sedimentschicht als Grundlage für die vergleichende Bewertung der Gewässerqualität und ihrer Entwicklungstendenzen verwendet werden kann und welche Parameter die stärkste Abhängigkeit von der Trophie zeigen.

Gegenstand der Untersuchungen waren vier Talsperren mit unterschiedlicher Trophie. Verschiedene chemische Parameter wurden im Trockensediment, im Frischsediment und im Porenwasser bestimmt. Ein Großteil dieser Parameter ist eng mit mikrobiellen Prozessen im Sediment verbunden und lässt demzufolge Rückschlüsse auf die Aktivität der Mikroorganismen zu. Außerdem wurde neben der Gesamtzellzahl die mikrobielle Aktivität im Sediment durch Messung der Respiration und verschiedener Enzymaktivitäten direkt bestimmt.

Die polytrophe Talsperre Quitzdorf weist sehr hohe Freisetzungsraten von Nährstoffen aus dem Sediment auf. Deshalb wurden zusätzlich Laborversuche durchgeführt, welche die dafür maßgebenden Ursachen aufdecken sollten. Es wurde untersucht, inwieweit die Freisetzung beeinflusst werden kann und welche Maßnahmen sich für eine eventuelle Restaurierung des Gewässers eignen könnten. Außerdem zeigt die Talsperre Quitzdorf zeigt einigen Jahren in den Sommermonaten ein Massenwachstum von Cyanobakterien (vor allem *Microcystis*). Die Ursachen dieses starken *Microcystis*-Wachstums in der Talsperre wurden analysiert, um Möglichkeiten zu seiner Vermeidung zu finden.

2 DIE UNTERSUCHUNGSGEWÄSSER

Es wurden Sedimentkerne aus den Trinkwassertalsperren Neunzehnhain I und Saidenbach im Erzgebirge, Muldenberg im Vogtland und der Brauchwassertalsperre Quitzdorf in der Lausitz untersucht (siehe Abb. 2.1). Jede dieser Talsperren weist ein anderes Trophieniveau auf, sodass Aussagen über ein sehr breites Trophiespektrum getroffen werden können (siehe Tab. 2.1).

Tab. 2.1: Eigenschaften der untersuchten Talsperren (nach SIEBER 1992, [1]) aktualisiert für 2000-2001 (Rohdaten: Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen)

Talsperre	Neunzehnhain I	Muldenberg	Saidenbach	Quitzdorf
Trophiestatus	- oligotroph	- oligotroph - dystroph	- mesotroph	- polytroph
gestauter Wasserlauf	- Lautenbach	- Rote Mulde - Weiße Mulde - Saubach	- Saidenbach - Haselbach - Lippersdorfer Bach - Hölzelbergbach	- Schwarzer Schöps
Einzugsgebietsfläche [km ²]	10,7	20,3	60,8	174,5
Einzugsgebiet	- 80 % Wald - 18 % Landw.	- 98 % Wald	- 19 % Wald - 73 % Landw.	- 29 % Wald - 64 % Landw.
Grundgestein	Muskovit	Schiefer	Gneis	Lehm
Oberfläche [ha]	8,5	92	146	750
Volumen [Mio m ³]	0,544	6,21	22,38	25,17
max. Tiefe [m]	16,5	23	48	9,3
mittlere Verweilzeit [a]	0,33	0,63	0,39	0,67
pH-Wert	6,6-8,1	4,7-5,8	6,7-9,0	7,3-10,4
Sichttiefe [m]	2,8-10,0	2,1-4,0	2,4-7,5	0,3-2,9
TP [mg/l]	0,014-0,037	0,015-0,03	0,024-0,06	0,039-0,38
Chlorophyll a [µg/l]	0,7-6,0	0,44-10,3	0,5-10,6	5,6-410
dominantes Phytoplankton	Chrysophyceen	Chrysophyceen	Diatomeen	- Diatomeen - Cyanobakterien
Nutzung	Trinkwasser	Trinkwasser	Trinkwasser	Brauchwasser
Inbetriebnahme	1908	1925	1933	1974

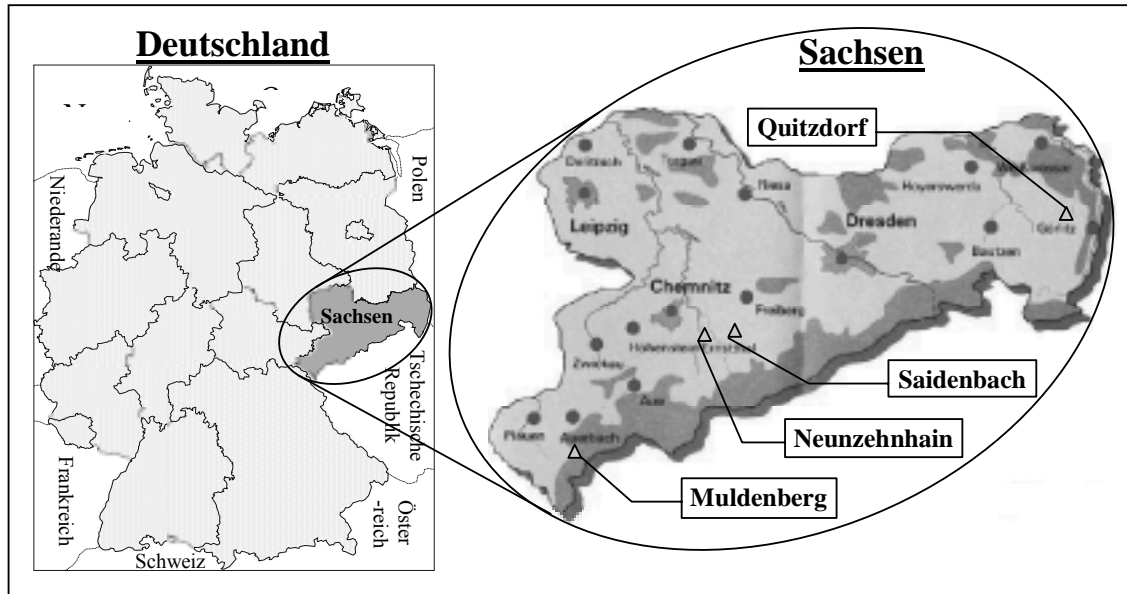


Abb. 2.1: Übersichtskarte der untersuchten Talsperren

In Abb. 2.2 sind die Trockenmasse-Gehalte und organischen Gehalte der untersuchten Talsperren dargestellt. Vor allem die Trockenmasse-Gehalte stellen eine Referenzgröße dar, auf die viele der untersuchten Sedimentparameter bezogen wurden.

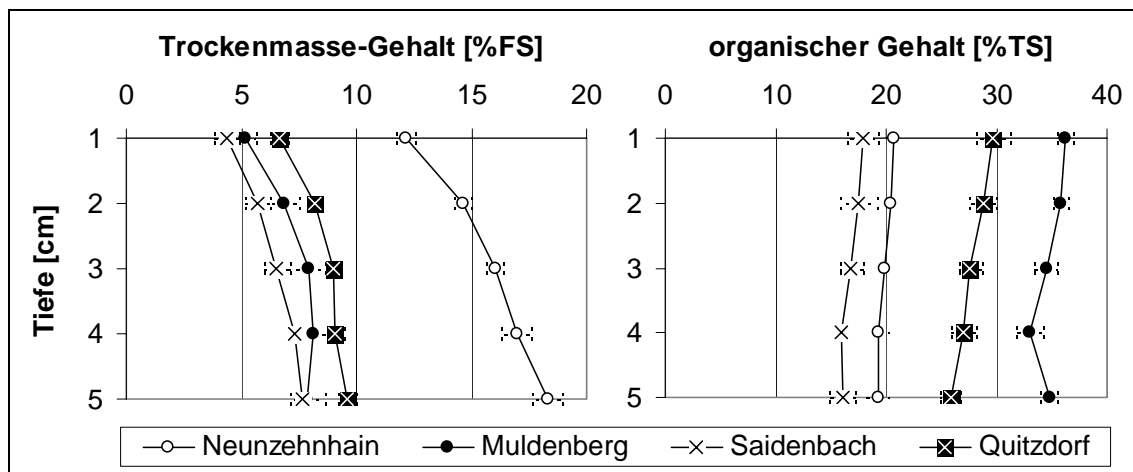


Abb. 2.2: Trockenmasse-Gehalt und organischer Gehalt der untersuchten Talsperren

Es ist ein deutlicher Anstieg der Trockenmasse mit zunehmender Sedimenttiefe erkennbar, der durch die Verdichtung des Sedimentes in den tieferen Schichten hervorgerufen wird. Bei den organischen Gehalten ist diese Tendenz nicht vorhanden. Die Talsperre Saldenbach ist das Gewässer mit den geringsten Gehalten an Trockenmasse und organischer Substanz im Sediment, während die höchsten Trockenmasse-Gehalte in der Tal-

sperre Neunzehnhain I und die höchsten organischen Gehalte in der Talsperre Muldenberg, gefolgt von der Talsperre Quitzdorf, nachgewiesen wurden. Die hohen organischen Gehalte im Sediment deuten auf einen verstärkten organischen Eintrag hin, welcher in Muldenberg vor allem allochthon (dystropher Charakter) und in Quitzdorf weitestgehend autochthon ist (polytropher Charakter).

2.1 Die Talsperre Neunzehnhain I

Die oligotrophe Talsperre Neunzehnhain I (siehe Abb. 2.3) liegt in einem überwiegend forstwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebiet und steht mit den Talsperren Neunzehnhain II, Saidenbach und Einsiedel im Verbund [1].



Abb. 2.3: Luftaufnahme der Talsperre Neunzehnhain I
(Quelle: Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen)

Das Einzugsgebiet der Talsperre Neunzehnhain I ist unbesiedelt und wird von Nadelwald dominiert. Der Zufluss der Talsperre (Lautenbach) zeigte in den letzten Jahren Versauerungserscheinungen, die jedoch bisher in der Talsperre abgepuffert wurden (ARNSCHIEDT 1993, HORN & HORN 1995). Die Ursache für diese Pufferung ist einerseits in der landwirtschaftlichen Nutzung von 18 % der Einzugsgebietsfläche und andererseits in der Auswaschung und dem Eintrag von Sickerwässern vereinzelter Kalklinien im Einzugsgebiet zu finden (UHLMANN 1994).

2.2 Die Talsperre Muldenberg

Die oligotrophe und dystrophe Talsperre Muldenberg (siehe Abb. 2.4) wurde 1925 zum Zwecke der Rohwasserbereitstellung für die Trinkwasserversorgung und des Hochwasserschutzes in Betrieb genommen.



Abb. 2.4: Luftaufnahme der Talsperre Muldenberg
(Quelle: Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen)

Unterhalb der Sperrstelle der Talsperre Muldenberg werden die gestauten Bäche Rote Mulde und Weiße Mulde zur Zwickauer Mulde vereinigt [1]. Im Einzugsgebiet der Talsperre liegen Hochmoore, die einen Huminstoffeintrag in das Gewässer bewirken. Die damit verbundene Braunfärbung hat eine verringerte Sichttiefe zur Folge. Seit den 70er Jahren war in Muldenberg eine Versauerung durch eine erhöhte atmosphärische Belastung nachweisbar, die jedoch wieder zurückgegangen ist. So betrug beispielsweise der mittlere pH-Wert des Wasserkörpers im Jahre 1990 noch pH 3,5, wogegen er im Jahre 2000 wieder auf pH 5 angestiegen ist.

2.3 Die Talsperre Saidenbach

Die mesotrophe Talsperre Saidenbach (siehe Abb. 2.5) besitzt neben der Talsperre Quitzdorf den größten Stauraum der untersuchten Gewässer. Die Talsperre hat eine maximale Tiefe von 48 m und ist somit das tiefste der untersuchten Gewässer. Die Hauptzuflüsse der Talsperre sind der Haselbach, der Saidenbach, der Lippersdorfer Bach und der Hölzelbergbach, welche mehrere kleine Vorbecken passieren, bis sie in das Hauptbecken gelangen. In der Stauwurzel der Talsperre Saidenbach befinden sich mehrere Unterwasser-Vorsperren, in welche zusätzliche Folientauchwände installiert wurden, um die Wasseraufenthaltszeit in der Stauwurzel zu erhöhen und damit die Phosphor-Sedimentation zu fördern (PAUL 1995, PAUL et al. 1998).

Das Einzugsgebiet der Talsperre ist relativ dicht besiedelt und wird zu 73 % landwirtschaftlich genutzt. Ende der 70er Jahre zeigte die Talsperre eutrophe Tendenzen aufgrund der starken ackerbaulichen Nutzung des Einzugsgebietes mit hohen Einträgen von partikulärem Phosphat. Heute wird die Talsperre wie vor 1975 wieder als mesotroph eingestuft, hervorgerufen durch die rückläufige Phosphor-Belastung aufgrund der Verwendung phosphatfreier Waschmittel, der starken Verringerung der Viehhaltung im Einzugsgebiet (ULRICH 1998) und der pfluglosen Bearbeitung der im Einzugsgebiet liegenden landwirtschaftlichen Flächen. In der Talsperre Saidenbach zeigten sich keine Versauerungserscheinungen, da die Böden aufgrund der Kalkung durch landwirtschaftliche Betriebe und durch die relativ hohen Calcium-Gehalte des Grundgesteins (Gneis) gut gepuffert sind (UHLMANN 1994).

Da in der Talsperre Saidenbach seit Jahren Datenreihen zum Sedimentationsgeschehen (z. B. HORN & UHLMANN 1995, HORN & HORN 1996, HORN & HORN 2000), zu erosionsbedingten Stoffeinträgen (z. B. ENGELHARDT 1996, SCHMIDT et al. 1996) und auch zur Sedimentbeschaffenheit (z. B. UHLMANN et al. 1995, 1997) aufgenommen wurden, gehört sie zu den am besten untersuchten Gewässern Europas.



Abb. 2.5: Luftaufnahme der Talsperre Saidenbach
(Quelle: Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen)

2.4 Die Talsperre Quitzdorf

Die polytrophe Talsperre Quitzdorf (siehe Abb. 2.6) wurde im Jahre 1974 zur Brauchwasserbereitstellung, zum Hochwasserschutz und zur Schaffung eines Erholungs- und Badegewässers in Betrieb genommen. Sie hat neben dem größten Stauraum auch die größte Fläche der untersuchten Talsperren. Die Talsperre ist mit einer maximalen Tiefe von 9,3 m und einer mittleren Tiefe von 2,8 m das flachste der untersuchten Gewässer. Aufgrund der geringen Tiefe ist das Wasser ganzjährig durchmischt und zeigt auch in

den Sommermonaten keine stabile Schichtung. Das Einzugsgebiet der Talsperre besteht zu zwei Dritteln aus landwirtschaftlichen Nutzflächen und zu einem Drittel aus Waldflächen.

Trotz des Baus einer Kläranlage zur Reduzierung des P-Eintrages in das Gewässer kam es in den letzten Jahren regelmäßig zu einem sommerlichen Massenwachstum von *Microcystis*, welches die Nutzung der Talsperre als Bade- und Erholungsgewässer stark beeinträchtigte.



Abb. 2.6: Luftaufnahme der Talsperre Quitzdorf
(Quelle: Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen)

3 **UNTERSUCHUNGSMETHODEN**

3.1 **Sedimententnahme und Porenwassergewinnung**

Sedimentproben wurden in etwa zweiwöchigem Abstand mit einem KAJAK-Sedimentstecher der Firma UWITECH entnommen. Hierbei wurden die Probenahmetermine abgestimmt mit den Probenahmeterminen der Landestalsperrenverwaltung Sachsen, um die aus dem Sediment gewonnenen Daten mit den chemischen Parametern der Wasserbeschaffenheit vergleichen zu können. Die Sedimentkerne wurden gekühlt von der Talsperre ins Labor transportiert und gekühlt aufbewahrt. Die obersten 5 cm der Sedimentkerne wurden für die chemische Analyse in Schichten von je einem Zentimeter geschnitten, für mikrobiologische Untersuchungen wurden die obersten 2 cm der Kerne in Schichten von 0,5 cm geschnitten. Um repräsentative Proben zu erhalten, wurden für die Untersuchung der chemischen Parameter 10 Kerne gepoolt, für die mikrobiologischen Parameter wurden 2 Kerne gepoolt.

Zur Gewinnung des Porenwassers wurden die abgetrennten Proben mit 20500 g zentrifugiert und mit Polysulfon-Filtern (HT-TUFFRYN-Membran 0,2 µm, PALL Corporation) filtriert. Für die Metallbestimmung wurden die Proben mit H₂SO₄ angesäuert, um ein Ausfällen zu vermeiden.

Da in den Sommermonaten in der Talsperre Quitzdorf große Mengen an *Microcystis*-Kolonien im Sediment vorhanden waren und sich das Porenwasser daher nicht filtrieren ließ, kamen hier Dialysesammler (Peeper) nach HESSLEIN (1976) zum Einsatz, welche etwa 3 Wochen im Sediment exponiert wurden. Das Kammervolumen des Dialysesammlers betrug 10 ml, die Dialysemembran war dieselbe, wie sie auch zur Filtration des Porenwassers benutzt wurde (HT-TUFFRYN-Membran 0,2 µm, PALL Corporation).

3.2 Chemische Untersuchungsmethoden

3.2.1 Chemische Parameter im Porenwasser

Die Analyseverfahren für die Bestimmung der chemischen Parameter im Porenwasser sind der folgenden Tabelle (Tab. 3.1) zu entnehmen.

Tab. 3.1: Verfahren zur Analyse des Porenwassers

Parameter	Analyseverfahren
SRP (gelöster reaktiver Phosphor)	- photometrische Messung bei 665 nm mit Photometer U-2000, HITACHI Ltd. (nach DIN 38405/D11-1)
Alkalinität	- Zugabe eines Mischindikators - Titration mit 0,01 M HCl (nach „INSTITUT FÜR WASSERWIRTSCHAFT“ 1976)
DOC (gelöster organischer Kohlenstoff)	- TOC-Analyser DC 190, TEKMAR-DOHRMANN (nach DIN 38409-H3-1)
Sulfat / Nitrat	- Ionenchromatograph IC 20, DIONEX Corp. mit der Säule IonPac AS15 (mit ASRS Ultra-Supressor)
Ammonium	- photometrische Messung bei 655 nm mit Photometer U-2000, HITACHI Ltd. (nach DIN 38406-5)
pH-Wert	- pH-Elektrode SenTix 61, Fa. WTW, pH-Messgerät pmX 2000, Fa. WTW (nach DIN 38404-C5)
Leitfähigkeit	- Leitfähigkeits-Elektrode TetraCon 96-1,5, Fa. WTW, Leitfähigkeits-Messgerät LF 537, Fa. WTW (nach DIN 38404-C8)
Al, Ca, Fe, Mn	- ICP-AES nach DIN 38406-E22

Die Freisetzungsrates wurde mit Hilfe des FICK'schen Gesetzes aus den Konzentrationsgradienten zwischen dem Wasser direkt über der Sedimentoberfläche und der ersten Zentimeterschicht des Sediments nach folgender Formel berechnet (BERNER 1980, SINKE et al. 1990, FURRER & WEHRLI 1996):

$$J_i = \frac{\varphi}{\theta^2} * D * \frac{dc_i}{dz}$$

mit	J_i :	Diffusionsflux [$\mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$]
	D :	molekularer Diffusionskoeffizient [$\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$]
	φ :	Porosität (dimensionslos, ignorierbar)
	θ :	Turtuosität (dimensionslos, $\theta = 1$)
	$\frac{dc_i}{dz}$:	linearer Konzentrationsgradient [$\mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-4}$]

Diffusionskoeffizienten sind für verschiedene Ionen von FURRER & WEHRLI (1996) zusammengestellt worden. Für die Berechnung der Phosphat- bzw. Ammonium-Freisetzung wurden die Diffusionskoeffizienten nach der folgenden Formel ermittelt (LI & GREGORY 1974, KROM & BERNER 1980):

$$D(\text{HPO}_4^{2-}) = 7,34 + 0,16 (T - 25 \text{ } ^\circ\text{C})$$

$$D(\text{NH}_4^+) = 19,8 + 0,4 (T - 25 \text{ } ^\circ\text{C})$$

mit	D :	molekularer Diffusionskoeffizient [$\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$]
	T :	Temperatur [$^\circ\text{C}$]

3.2.2 *Chemische Parameter im Sediment*

Die chemischen Parameter im Sediment wurden nach den Methoden gemessen, welche in Tab. 3.2 aufgeführt sind.

Tab. 3.2: Verfahren zur Analyse des Sediments

Parameter	Analyseverfahren
Trockenmasse	- Trocknung bei 105 °C (nach DIN 38414-S2)
Glühverlust	- Trocknung bei 105 °C - Glühen bei 550 °C
TP (Gesamt-Phosphor)	- Trocknung bei 105 °C - Homogenisierung - Aufschluss mit K ₂ S ₂ O ₈ (nach STURM 1989, HUPFER 1993)
Al, Ca, Fe, Mn	- Trocknung bei 105 °C - Homogenisierung - Aufschluss mit Königswasser nach DIN 38414-S7 - ICP-AES nach DIN 38406-E22
Sulfid	- Überführung in Zinkacetat zur Fixierung - photometrische Messung bei 665 nm (nach CLINE 1969, GILBOA-GARBER 1971)

3.2.3 *Profile von Redoxpotential und Sauerstoff*

An ungestörten Sedimentkernen wurden mit Hilfe von miniaturisierten Einstabmessketten (KURT-SCHWABE-INSTITUT FÜR MESS- UND SENSORTECHNIK E.V. MEINSBERG) Redoxpotential und Sauerstoff gemessen. Die Sensoren wurden mit Hilfe eines Mikromanipulators in das Sediment eingeführt. Da bei der Messung des Redoxpotentials starke Schwankungen auftraten, wurde der Wert erst übernommen, als er für 10 s konstant blieb.

Das Redoxpotential (Eh) wurde auf einen pH-Wert von 7,0 normiert, um einen Vergleich zwischen den Talsperren aufstellen zu können. Hierfür wurde die Gleichung nach NERNST verwendet (z. B. STUMM & MORGAN 1996):

$$Eh \text{ (korrigiert)} = Eh \text{ (Messwert)} - (pH \text{ (Messwert)} - pH \text{ 7,0}) \cdot 59 \text{ mV}$$

3.2.4 P-Fraktionierung (nach PSENNER)

Die Phosphorbindungsformen wurden mit Hilfe von sequentiellen Extraktionsverfahren bestimmt. Bei dieser Methode werden in einer bestimmten Abfolge verschieden wirk-same Lösungsmittel eingesetzt, die Rückschlüsse auf die Bindungsintensität und somit auch auf das Freisetzungspotential und die Bioverfügbarkeit des Phosphors zulassen. Bei der Fraktionierung nach PSENNER et al. (1984) (geändert nach HUPFER & GÄCHTER 1995) wurde das in Abb. 3.1 dargestellte Verfahrensschema verwendet.

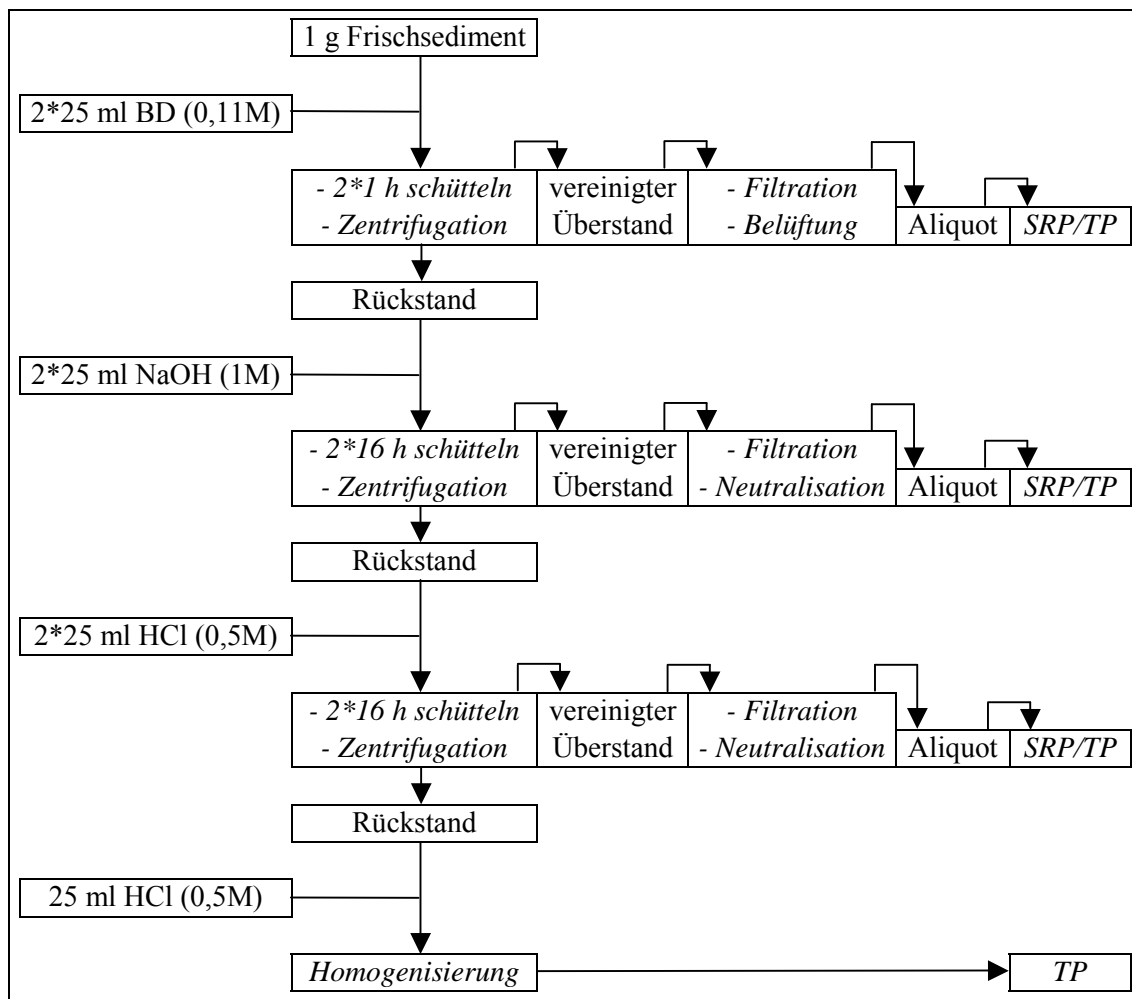


Abb. 3.1: Schema der fraktionellen Extraktion (PSENNER et al. 1984, geändert nach HUPFER & GÄCHTER 1995) (BD = Bicarbonat/Dithionit)

Nach dem Fraktionierungsschema nach PSENNER et al. (1984) erfolgt der erste Extraktionsschritt mit 1 M NH_4Cl , um das labil an Oberflächen, vor allem an Calciumcarbonate adsorbierte Phosphat zu gewinnen. Es zeigte sich jedoch in Voruntersuchungen, dass diese Fraktion in den untersuchten Talsperrensedimenten vernachlässigbar gering

war und somit für weitere Untersuchungen ausgelassen werden konnte. Wie aus Abb. 3.1 ersichtlich ist, wurde das feuchte Sediment zuerst zweimal für eine Stunde mit einer BD-Lösung (Bicarbonat/Dithionit, 20 g Natriumdithionit und 9,24 g Natriumhydrogencarbonat auf 1000 ml aqua dest.) geschüttelt und anschließend für 5 Minuten bei 10.000 U/min zentrifugiert. Mit dem Rückstand wurde analog verfahren, allerdings mit veränderten Extraktionsmitteln und -zeiten. Dieser wurde zweimal für 16 h mit 1 M NaOH und danach zweimal für 16 h mit 0,5 M HCl geschüttelt. Der Rückstand der letzten Fraktion wurde für eine Minute mit einem Vortexer homogenisiert und unter Rühren in ein verschließbares Plastikgefäß überführt. Aus dieser sogenannten Rest-HCl-Fraktion wurde der TP-Gehalt bestimmt.

Der Überstand aus den jeweiligen Fraktionen wurde filtriert (Membranfilter mit 0,45 µm, Fa. QUALILAB); aus dem Aliquot wurde SRP photometrisch gemessen (siehe Kap. 3.2.1., Tab. 3.1). Hierbei war zu beachten, dass die NaOH-Fraktion vorher mit Schwefelsäure und die HCl-Fraktion mit NaOH neutralisiert werden mussten, sodass die Endlösung einen pH-Wert im Bereich von 2 - 10 aufwies. Außerdem wurden vor der SRP-Messung 5 ml der BD-Fraktion mit 1 ml EDTA versetzt, mit 4 ml destilliertem Wasser aufgefüllt und anschließend für ca. 30 min belüftet, um H₂S auszutreiben und ein Ausfällen von FeS zu vermeiden.

Im Aliquot wurde neben dem SRP- auch der TP-Gehalt der jeweiligen Fraktion bestimmt. Dabei wurden 2 ml der Probe mit 3 ml destilliertem Wasser verdünnt, mit 0,25 ml Kaliumperoxodisulfat (K₂S₂O₈, 0,2 M) versetzt und für 1,5 h bei 125 °C autoklaviert. Nachdem die Probe abgekühlt war, wurde der TP wiederum als SRP photometrisch bestimmt, wobei bei der NaOH- und HCl-Fraktion wieder der pH-Wert eingestellt werden musste.

Die einzelnen P-Fractionen, die mit den jeweiligen Lösungsmitteln extrahiert werden, weisen bestimmte Besonderheiten hinsichtlich ihrer Bindungs- und Rücklösungseigenschaften (siehe Tab. 3.3) auf. Außerdem wird in jeder Fraktion zwischen molybdatreaktivem (SRP) und nicht reaktivem Phosphor (NRP) unterschieden, was in erster Näherung eine Differenzierung von organischen und nicht organischen Phosphaten in jeder Fraktion erlaubt.

Tab. 3.3: Eigenschaften der einzelnen P-Fraktionen (nach HUPFER 1995)
(BD = Bicarbonat/Dithionit, SRP = löslicher reaktiver Phosphor,
NRP = nicht reaktiver Phosphor)

Extraktionsmittel		P-Bindungsform
NH ₄ Cl	SRP/NRP	<ul style="list-style-type: none"> - im Interstitialwasser befindlicher Phosphor - labil an Oberflächen adsorbierte Phosphate, vor allem an Calciumcarbonate
BD	SRP	<ul style="list-style-type: none"> - unter reduzierenden Bedingungen lösliche Phosphate - an Eisenhydroxide und Manganverbindungen gebundene Phosphate
	NRP	- organischer Anteil
NaOH	SRP	<ul style="list-style-type: none"> - an Oberflächen von Metalloxiden (Fe, Al) gebundene Phosphate, die gegen OH⁻-Ionen austauschbar sind - in Basen lösliche Phosphate
	NRP	<ul style="list-style-type: none"> - Phosphor in Mikroorganismen und Detritus - huminstoffgebundene Phosphate - Polyphosphate
HCl	SRP	- carbonatische Anteile und Apatit-Phosphor
	NRP	- säurelabiler organischer Phosphor
Rest-P	TP	- refraktärer organischer Phosphor

Es kann davon ausgegangen werden, dass sich der potentiell mobile und damit bioverfügbare Phosphor vor allem aus dem labilen Phosphor (NH₄Cl-P) und dem reduktiv löslichen Phosphor (BD-P) zusammensetzt (SØNDERGAARD et al. 1993, ANDERSEN & RING 1999, PERKINS & UNDERWOOD 2001). Die BD-Fraktion ist sehr spezifisch für die eisen gebundenen Phosphate und hat für das Freisetzungspotential und damit auch für die Bioverfügbarkeit eine große Bedeutung (NÜRNBERG 1988, SAGER 1988, JENSEN & THAMDRUP 1993). Da in den meisten Sedimenten anaerobe Bedingungen herrschen, lässt sich das Freisetzungspotential vor allem nach der Löslichkeit des Phosphors bei niedrigem Redoxpotential bewerten.

3.2.5 *Gelchromatographie mit UV- und DOC-Detektion (nach HUBER & FRIMMEL)*

Dieses Verfahren (LCOCD - Liquid Chromatography with UV- and Organic Carbon Detection) dient der Charakterisierung von hydrophilen organischen Wasserinhaltsstoffen. Mit dieser Methode ist es möglich, den Summenparameter DOC in verschiedene Molekülgrößenfraktionen zu separieren und damit die Anteile der Stoffgruppen Polysaccharide, Huminstoffe und niedermolekulare Säuren zu analysieren (HUBER & FRIMMEL 1991, HUBER & FRIMMEL 1996).

Die Inhaltsstoffe des Porenwassers wurden mittels SEC (Size Exclusion Chromatography) in verschiedene Fraktionen aufgeteilt und mittels UV-Detektion (254 nm) hinsichtlich ihrer Aromatizität charakterisiert (HAITZER et al. 1999). Hierbei werden die Verbindungen mit den größten Molekülen zuerst detektiert. Die Moleküle mit einem hohen UV-aktiven Anteil verfügen im allgemeinen auch über eine hohe Aromatizität. Die DOC-Fractionen wurden in einem UV-Dünnschichtreaktor (Fa. GRÄNZEL, Wellenlänge 185 nm) oxidiert und anschließend mittels IR-Detektion quantifiziert (SACHSE et al. 2001).

Nach einer Elutionszeit von ca. 25 – 30 min wird die Polysaccharid-Fraktion (PS) detektiert. Diese besteht aus hochmolekularen Kohlehydraten, welche meist gut biologisch abbaubar sind. Die fehlende UV-Aktivität lässt auf gesättigte Kohlenstoffbindungen schließen. Die Fraktion der Huminstoffe (HS) wird nach 37 min detektiert. Die Huminstoffe (Huminsäuren, Fulvosäuren) sind UV-aktiv aufgrund von größeren Anteilen an aromatischen Verbindungen und meistens schlecht biologisch abbaubar. Die dritte Hauptgruppe, welche nach 46 min gemessen werden kann, besteht aus niedermolekularen organischen Säuren (NMS), welche bei geringer UV-Aktivität aufgrund des hohen Sättigungsgrades weitgehend bioverfügbar sind.

Neben den drei organischen Hauptfraktionen wird noch die Gruppe der mineralischen Kolloide detektiert (nach 26 min Elutionszeit). Diese Gruppe wird nur bei der UV-Detektion gefunden und repräsentiert stark negativ geladenes, mineralisches, hochmolekulares bis partikuläres Material (z. B. Eisen- und Aluminiumoxide).

3.3 Biologische Untersuchungsmethoden

3.3.1 Gesamtzellzahlen der Bakterien

Zur Bestimmung der Gesamtzellzahlen kam der Farbstoff SYTOX-Green (MOLECULAR PROBES, Inc.) zur Anwendung, welcher sich in die Helixstruktur der DNA einlagert und damit alle lebensfähigen Zellen markiert. Neben aktiven Bakterien werden somit auch intakte Zellen angefärbt, welche inaktiv sind.

Die Sedimentproben wurden mit Formaldehyd (Endkonzentration 3,7 %) fixiert, mit Ultraschall homogenisiert (2*20 s, 50 % von 30 W, SONOPULS HD70 mit einer MS73-Sonde, Fa. BANDELIN ELECTRONIC), stark verdünnt (1:2000) und mit ISOPORE-Filtern (0,2 µm, MILLIPORE, Inc.) filtriert. Die Proben wurden anschließend mit dem Fluoreszenzfarbstoff SYTOX-Green in einer Konzentration von 1 µmol/l angefärbt und für 30 min bei 4 °C im Dunkeln inkubiert. Die Filter wurden auf einem Objektträger in CITIFLUOR (CITIFLUOR Ltd.) eingebettet. Die Auswertung erfolgte an einem Epifluoreszenzmikroskop AXIOSKOP (Fa. ZEISS) mit einem 100er Objektiv PLAN NEOFLUAR bei 1000facher Vergrößerung. Die dabei eingesetzte Filterkombination bestand aus einem Anregungsfilter BP 450/40, einem Farbteiler FT 510 und einem Emissionsfilter 515/50. Von jeder Sedimentprobe wurde jeweils die Bakterienzahl von 2 Membranfiltern bestimmt, wobei jeweils 20 Zählfelder ausgezählt wurden.

3.3.2 *Microcystis* im Sediment

Zur Bestimmung der Zellzahl von *Microcystis* wurde ca. 1 g Frischsediment 1:100 verdünnt, 1 min mit Ultraschall homogenisiert (SONOPULS HD70 mit einer MS73-Sonde, Fa. BANDELIN ELECTRONIC) und mit ISOPORE-Filtern (0,2 µm, MILLIPORE, Inc.) filtriert. Anschließend wurden die autofluoreszierenden *Microcystis*-Zellen unter dem Epifluoreszenzmikroskop mit einem 63er Objektiv mit einem DAPI-Filtersatz (G 365, FT 395, LP 420) ausgezählt. Es wurden jeweils die *Microcystis*-Zellzahl von 2 Filtern und 20 Zählfeldern bestimmt. Hierbei wurde nach Zelldurchmessern differenziert. Das *Micro-*

cystis-Biovolumen wurde als Kugelvolumen, ausgehend von dem jeweiligen Zelldurchmesser, bestimmt.

Zur Bestimmung des P-Gehaltes der *Microcystis*-Zellen wurden die Sedimentproben zentrifugiert, sodass der größte Teil der relativ leichten *Microcystis*-Zellen mit dem Überstand abdekantiert werden konnte. Der Überstand wurde durch eine Gaze mit 1 µm Porenweite filtriert, anschließend wurden die *Microcystis*-Zellen vom Filter abgenommen und getrocknet. Der P-Aufschluss von *Microcystis* erfolgte analog zu dem TP-Aufschluss des Trockensediments mit Kaliumperoxodisulfat, sodass schließlich der P-Gehalt photometrisch als SRP bestimmt werden konnte.

3.3.3 *Enzymaktivitäten*

In den Frischsedimenten wurden die Aktivitäten der Esterasen, beta-Glucosidasen, Phosphatasen und L-Alanin-Aminopeptidasen fluorimetrisch bestimmt (nach OBST 1995, MARXSEN et al. 1998). Hierbei erfolgte eine Anpassung der Substrat-Konzentrationen, nachdem für jedes Enzym eine Kinetik aufgenommen wurde (persönliche Information WOBUS).

Es erfolgte eine Aufschlemmung der Sedimentproben in steriler NaCl-Lösung (0,14 M), Einwaage ca. 1 g + 5 ml NaCl, die daraufhin mittels Ultraschall (15 s mit 50 % Energie) homogenisiert wurde. Von dieser Suspension (Verdünnung ca. 1:6) wurde eine 1:20 Verdünnung ebenfalls mit steriler NaCl-Lösung (0,14 M) vorgenommen.

Von dieser Verdünnung wurden jeweils 0,3 und 0,5 ml in den Testansätzen eingesetzt und mit NaCl jeweils auf 3 ml aufgefüllt. Der Enzymtest wurde mit der Substratzugabe gestartet und nach 2 verschiedenen Inkubationszeiten durch Zugabe eines Puffers und Zentrifugation (10 min, 6 °C, 7000 g) beendet. Hierbei wurden für die Esterase- und Aminopeptidasetests jeweils 0,5 ml HEPES-Puffer und für die Phosphatase- und beta-Glucosidasetests jeweils 0,7 ml Glycinpuffer zugegeben. In Tab. 3.4 sind die verwendeten Substrate, Puffer und Lösungsmittel aufgeführt.

Tab. 3.4: Reagenzien zur Durchführung der Enzymtests

Reagenz	Lösungsmittel	Bemerkungen
1. Substrate:		
Fluoresceindiacetat (FDA)	Aceton	- bei -18 °C monatelang haltbar
L-Alanin-4-Methoxy-beta-Naphthylamid (Alanin-MNA)	Methanol	- bei -18 °C monatelang haltbar
Methylumbelliferyl-Phosphat (MUF-Phosphat)	aqua dest.	- bei -18 °C monatelang haltbar
Methylumbelliferyl-beta-Glucosid (MUF-beta-Glucosid)	Ethylenglycol-Monomethylether + aqua dest. (1:1)	- Ultraschall-Homogenisierung - Substrat muss immer frisch angesetzt werden
2. Puffer:		
2-(4-(2-Hydroxyethyl)-1-piperazinyl)ethansulfonsäure (HEPES)	aqua dest.	- 2,38 g auf 100 ml = 0,1 M - mit NaOH (0,1 M) auf pH 7,5 einstellen
Glycin	aqua dest.	- 0,75 g + 0,58 g NaCl = 0,1 M - mit NaOH auf pH 10 einstellen

Für jede Probe wurde ein Probenblindwert angesetzt, der 0,5 ml der Verdünnung enthielt und anstelle der Substratlösung mit der entsprechenden Menge des jeweiligen Lösungsmittels versetzt wurde. Anschließend wurden die Extinktionen mittels eines Fluoreszenzphotometers bei der entsprechenden Anregungs- und Emissionswellenlänge bestimmt. Die Untersuchungsbedingungen sind aus Tabelle 3.5 ersichtlich.

Die Konzentration des gebildeten Fluoreszenzfarbstoffes wurde mit Hilfe der aus der Messung der Standardreihe resultierenden Kalibrationsgerade in ng je Testansatz ermittelt. Von diesem Ergebnis wurden die Werte, die dem gemessenen Blindwert und dem jeweiligen Probenblindwert entsprechen, subtrahiert. Durch Einbeziehung der Inkubationszeit, des eingesetzten Probevolumens, der Probenverdünnung und des Molekulargewichts der Substanz wurde der enzymatische Umsatz in nmol/h/(ml Aufschwemmung) berechnet. Diese Umsatzraten wurden als $\mu\text{mol/h}/(\text{gTS})$ oder $\mu\text{mol/h}/(\text{gFS})$ berechnet.

Tab. 3.5: Untersuchungsbedingungen für die Enzymtests

Enzym	Substrat	Substrat-Konzentration [mg/ml] / Substratmenge [ml]	Puffer	Temperatur	Anregung / Emission [nm]
Esterase	FDA	0,2 / 0,05	HEPES	20 °C	485 / 510
L-Alanin-Aminopeptidase	L-Alanin-MNA	5 / 0,05	HEPES	30 °C	360 / 440
Phosphatase	MUF-Phosphat	2,5 / 0,1	Glycin	30 °C	360 / 440
beta-Glucosidase	MUF-beta-Glucosid	3 / 0,3	Glycin	30 °C	360 / 440

3.3.4 Sedimentatmung

Die Bestimmung der mikrobiellen Sedimentatmung erfolgte nach DIN 19737 mit geringfügigen Modifikationen. Hierbei wurden 5 ml der Sedimentprobe des Horizontes 0-1 cm in einem geschlossenen Glasgefäß (d = 2,5 cm, h = 7,5 cm) bei einer konstanten Temperatur von 20 °C für 5 Tage inkubiert. Mittels eines Relativdrucksensors (BSB/BOD-Sensomat-System, AQUALYTIC GmbH) wurde der Sauerstoffverbrauch bestimmt. Die Messungen wurden jeweils als Doppelbestimmung angesetzt und für jeweils zwei Probenahmeterminale wiederholt.

3.3.5 Denitrifikationspotential

Das Denitrifikationspotential wurde mit der Acetylen-Blockierungs-Technik bestimmt. Hierbei wirkt das Acetylen als Inhibitor für die N₂O-Reduktase, sodass die Reduktion des Distickstoffmonoxids gehemmt wird und sich dieses in der Gasphase akkumuliert. Folglich kann das Denitrifikationspotential durch die gaschromatographische Messung des Distickstoffmonoxids gemessen werden (BALDERSTON et al. 1976, YOSHINARI & KNOWLES 1976).

Die Messung erfolgte an einem Gaschromatographen mit ECD (electron capture detector) (GC 17, SHIMADZU GmbH Deutschland), welcher mit einer gepackten Säule

(PORAPAK N, Länge: 6 inch, Innendurchmesser: 2 mm) ausgestattet war. Die Messung erfolgte isotherm mit einer Injektortemperatur von 60 °C, einer Ofenrauminnentemperatur von 50 °C und einer Detektortemperatur von 300 °C. Vor der gaschromatischen Messung wurden die Sedimentproben zur Einstellung anaerober Bedingungen zweimal mit Stickstoff und anschließend einmal mit Acetylen gespült, um die Hemmung der N_2O -Reduktase einzuleiten.

Es wurde jeweils ca. 1 ml des Sedimentes eingewogen. Anschließend wurden die Proben mit einer Substratlösung versetzt, welche aus 0,25 ml Kaliumnitrat (400 mgN/l), 0,25 ml Natriumacetat (1gC/l) und 0,5 ml PBS bestand. Durch die Zugabe dieser Substratlösung konnte sichergestellt werden, dass in allen Proben ausreichend Nitrat vorhanden war, sodass mit dieser Messung nicht die aktuelle, sondern die potentielle Denitrifikationsrate ermittelt werden konnte.

3.4 Laborexperimente

3.4.1 Zugabe von Sulfat und Nitrat

Die Sedimentkerne wurden in den Sedimentröhren belassen ($d = 6$ cm), und anschließend wurde das Volumen des überstehenden Wassers angeglichen. Im überstehenden Wasser wurden mit einer Na_2SO_4 -Lösung Sulfat-Endkonzentrationen von 200 mg/l bzw. 400 mg/l eingestellt. Für einen anderen Versuchsansatz wurde das überstehende Wasser mit einer NaNO_3 -Lösung versetzt, sodass eine Nitrat-Endkonzentration von 20 mgN/l bzw. 40 mgN/l entstand. Für jeden Versuch wurden unbehandelte Parallelen angesetzt. Die Sedimentkerne wurden bei 20 °C inkubiert und wöchentlich beprobt, indem ca. 10 ml des überstehenden Wassers entnommen und hinsichtlich der SRP-Konzentration untersucht wurden. Zusätzlich wurde mittels Mikrosonden das Redoxpotential in den verschiedenen Sedimenttiefen ermittelt.

3.4.2 Zugabe von Aluminium

Die intakten Sedimentkerne wurden wieder so behandelt, dass sie alle das gleiche Volumen an überstehendem Wasser aufwiesen. Anschließend wurde eine $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -Lö-

sung [1 gAl/l] angesetzt, von der jeweils 20 ml, 35 ml und 50 ml in das überstehende Wasser direkt über der Sedimentoberfläche gegeben wurden, was in einer Aluminium-Zugabe von 0,7 mg/cm³, 1,2 mg/cm³ und 1,8 mg/cm³ resultierte. Zusätzlich wurde eine Probe ohne Aluminium-Zugabe angesetzt. Die Sedimentkerne wurden bei 20 °C inkubiert. Wöchentlich wurden etwa 10 ml des überstehenden Wassers entnommen und auf den SRP-Gehalt untersucht. Nach 4 Wochen wurden die Kerne abgetrennt und eine P-Fraktionierung nach PSENNER et al. (1984) durchgeführt.

In einem zweiten Versuchsansatz wurden etwa 1 ml einer Sedimentprobe (0-2 cm) in ein Zentrifugenröhrchen gefüllt, mit 2 ml, 4 ml, 6 ml, 8 ml und 10 ml einer Al₂(SO₄)₃-Lösung [1 gAl/l] versetzt und mit aqua dest. jeweils auf 10 ml aufgefüllt, sodass die resultierenden Aluminium-Zugaben 2 mg/gFS, 4 mg/gFS, 6 mg/gFS, 8 mg/gFS und 10 mg/gFS betrugen. Ein Kontroll-Probenansatz wurde nur mit 10 ml aqua dest. behandelt. Diese Suspension wurde für ca. 15 min bei 20 °C geschüttelt und anschließend zentrifugiert. Mit dem Sedimentrückstand wurde wiederum eine P-Fraktionierung nach PSENNER et al. (1984) durchgeführt.

3.5 Statistische Analysen

Die statistische Auswertung der Messergebnisse erfolgte mit dem Programm STATISTICA 5.0 (SYNTHSOFT, Inc.). Hierbei kamen verschiedene Programm-Module zur Anwendung, beispielsweise U-Tests, ANOVA und Cluster-Analysen. Die Darstellung und Berechnung der Korrelationen erfolgte größtenteils mit dem Programm EXCEL 2000 (MICROSOFT, Inc.).

4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

4.1 Die Abhängigkeit der Sediment- und Porenwasser-Zusammensetzung von der Trophie

4.1.1 Phosphor

Die SRP-Konzentrationen unterhalb der Sedimentoberfläche erhöhten sich mit dem Trophiegrad (siehe Abb. 4.1) und zeigten signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Talsperren ($p < 0,05$), außer zwischen den oligotrophen Talsperren Neunzehnhain I und Muldenberg. So betrug beispielsweise die maximale SRP-Konzentration des Porenwassers in der oligotrophen Talsperre Neunzehnhain I 0,1 mg/l, während in der polytrophen Talsperre Quitzdorf Werte bis zu 5,2 mg/l nachweisbar waren. Diese extrem hohen Werte wurden im Oktober 2001 gemessen.

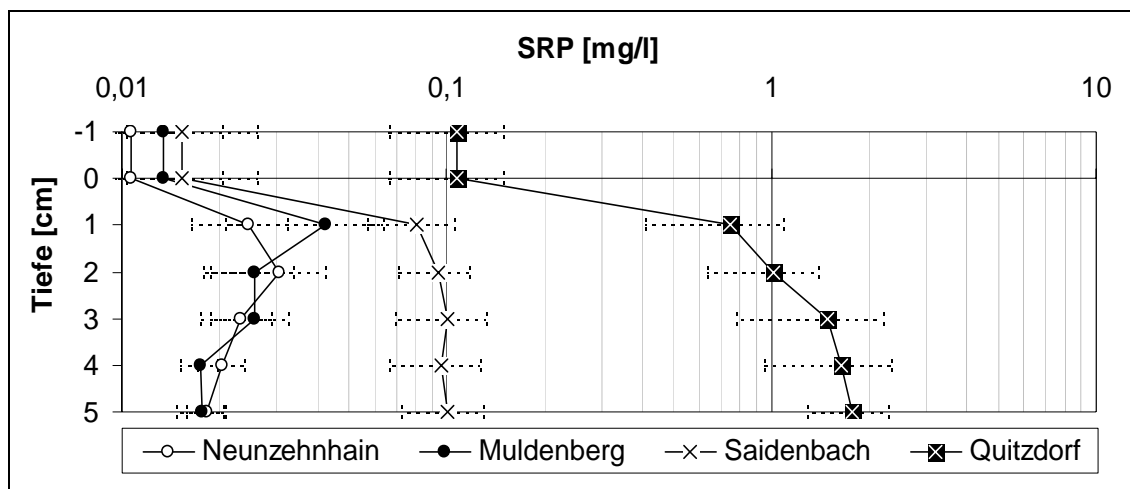


Abb. 4.1: mittlere SRP-Konzentration im Porenwasser der untersuchten Talsperren

Besonders in den Talsperren mit höherem Trophiegrad waren starke saisonale Schwankungen nachweisbar (Abb. 4.2). In den Talsperren Saidenbach und Quitzdorf erhöhte sich die SRP-Konzentration während der Sommermonate, hervorgerufen durch den starken Eintrag von Phytoplanktonbiomasse und höhere Gewässertemperaturen, welche sich wiederum auf die mikrobielle Abbauaktivität und die Intensität der Diffusionsprozesse im Sediment auswirkten.

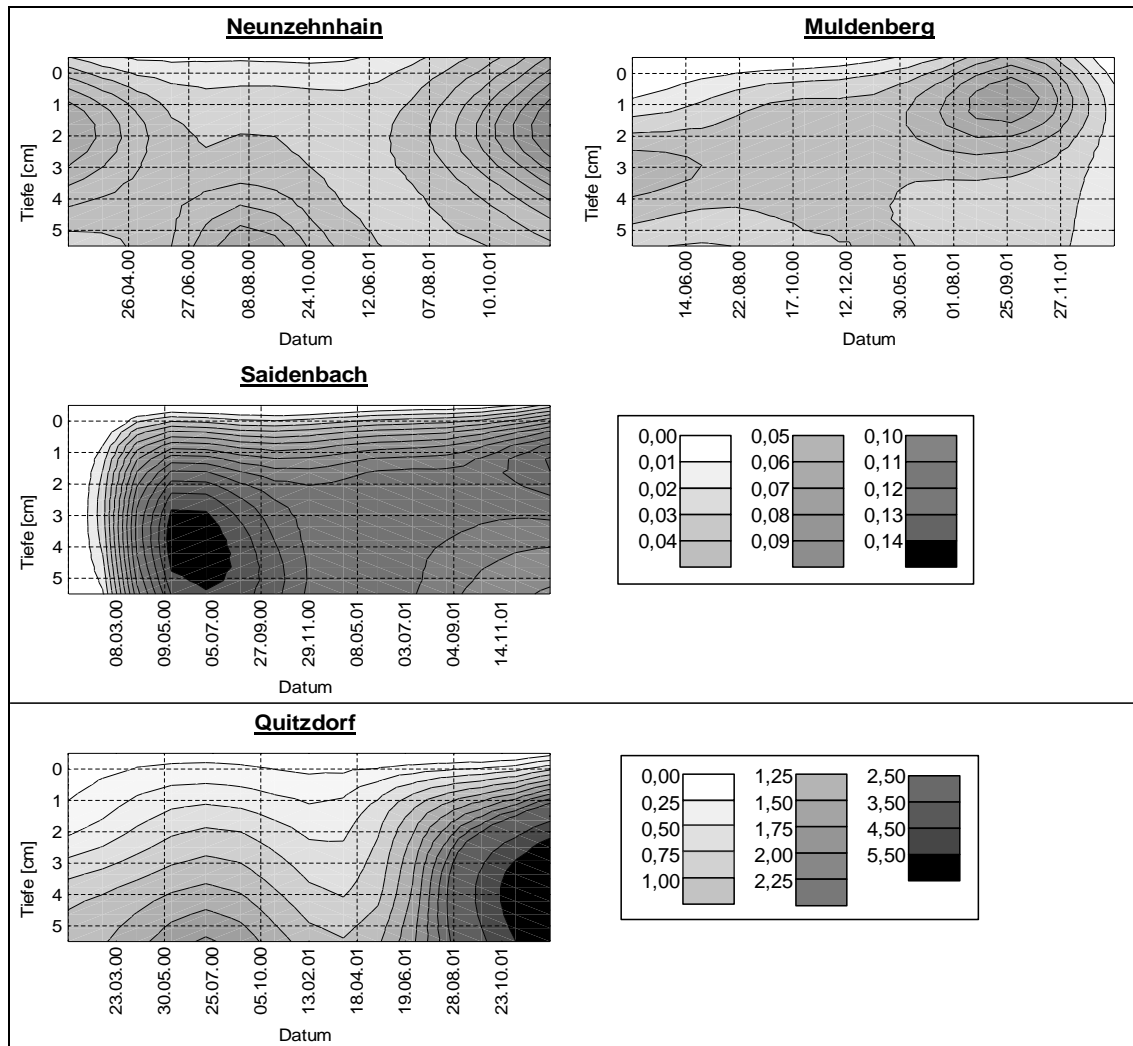


Abb. 4.2: SRP-Konzentrationen [mg/l] im Porenwasser der untersuchten Talsperren im Jahresverlauf

Die Unterschiede in den Konzentrationen unterhalb der Sedimentoberfläche und die daraus resultierenden unterschiedlichen Konzentrationsgradienten wirken sich auch auf die Phosphor-Freisetzungsraten an der Sediment-Wasser-Grenze aus. Betrachtet man die P-Einträge in die Talsperren (Abb. 4.3), so ist erkennbar, dass diese dem jeweiligen Trophiegrad entsprechen. Die Talsperre Quitzdorf zeigt den höchsten P-Gesamteintrag. Dieser beträgt hier 11.705 kgP/a, wogegen in die oligotrophe Talsperre Neunzehnhain I nur 24 kgP pro Jahr eingetragen werden. Die erhöhten P-Einträge bei den Talsperren mit den höheren Trophiegraden ergeben sich einerseits aus der P-Belastung aus den Einzugsgebieten, da hier ein höherer Anteil an landwirtschaftlicher Nutzfläche vorhanden ist als bei den Talsperren mit niedrigerer Trophie. Andererseits wird bei der polytrophen Talsperre Quitzdorf ein erheblicher Anteil der Gesamteinträge an Phosphor

durch das Sediment hervorgerufen (siehe Abb. 4.3). In Quitzdorf ist der interne Eintrag aus dem Sediment mit 8.800 kg/a etwa dreimal so hoch wie der externe mit 2.900 kg/a. Somit hat das Sediment in Quitzdorf einen großen Anteil an dem Eutrophierungsgrad der Talsperre und sollte für eventuelle Sanierungskonzeptionen mit betrachtet werden.

Der starke Einfluss des Sediments in der Talsperre Quitzdorf ist ein typisches Phänomen, welches bei Flachgewässern auftritt. Hier ist der Wasserkörper meist stark durchmischt und in den Sommermonaten bis zum Grund erwärmt, sodass durch die erhöhten Temperaturen die mikrobiellen Prozesse und die Diffusion aus dem Sediment verstärkt werden. Außerdem werden durch die fehlende Schichtung in Flachgewässern die Nährstoffe sehr schnell in die euphotische Zone transportiert, wo sie von Algen genutzt werden und zur Eutrophierung führen können.

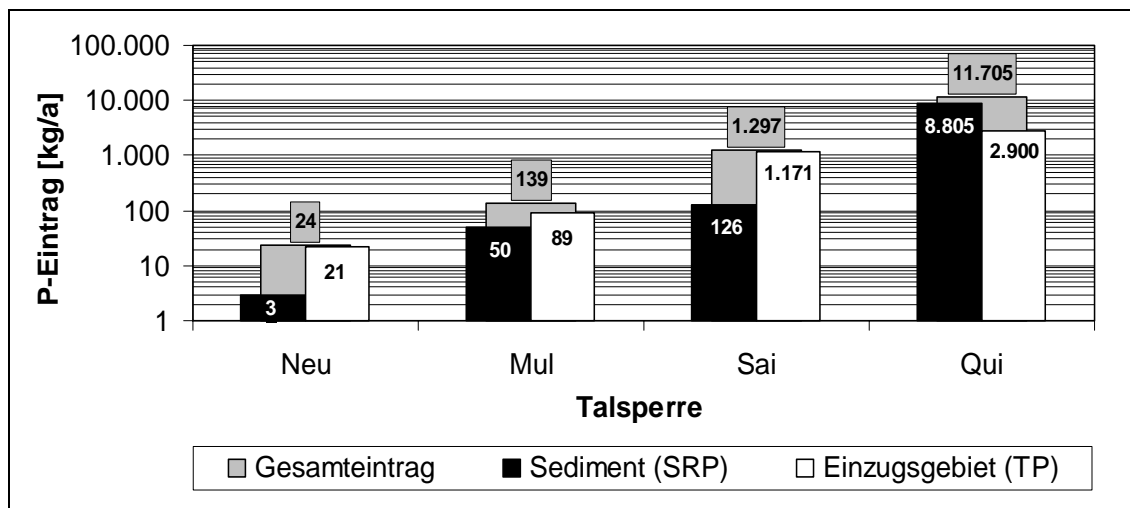


Abb. 4.3: P-Einträge in die untersuchten Talsperren aus dem Einzugsgebiet (Rohdaten: Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen) und aus dem Sediment

Setzt man die P-Freisetzung mit den TP-Konzentrationen im Epilimnion in Beziehung, so zeigt sich eine signifikante Korrelation, welche während der Sommermonate bzw. während der Sommerstagnation besonders deutlich ist (siehe Abb. 4.4). Somit ist ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der SRP-Konzentration im Sediment und der TP-Konzentration im Wasserkörper nachweisbar. Dieser ist durch den mikrobiellen Abbau des phosphathaltigen Detritus im Sediment erklärbar, welcher sich bei hohen Phosphat-Konzentrationen im Wasserkörper durch verstärktes Algenwachstum bildet und somit

zur Bildung und Freisetzung von algenverfügbarem SRP aus dem Sediment führt. Andererseits wird auch der TP-Gehalt im Wasserkörper durch die SRP-Freisetzung aus dem Sediment beeinflusst. Gerade bei flachen Gewässern wie Quitzdorf wird durch den Eintrag von algenverfügbarem Phosphat aus dem Sediment auch der TP-Gehalt des Wasserkörpers erhöht, da dieser neben gelöstem Phosphor (SRP) auch den partikulären Phosphor repräsentiert, welcher wiederum zu großen Anteilen in der Algenbiomasse zu finden ist.

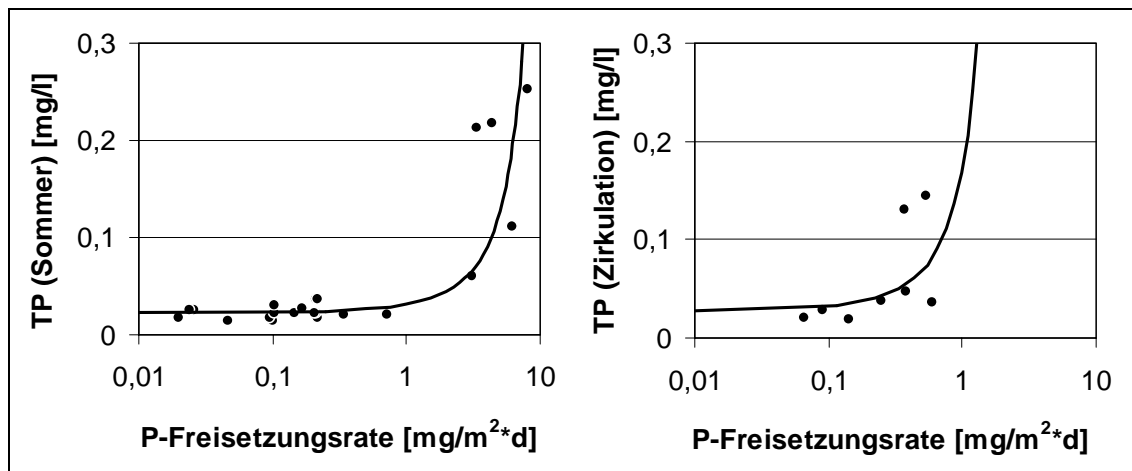


Abb. 4.4: exponentielle Korrelation der SRP-Freisetzung und der TP-Konzentration im Epilimnion der untersuchten Talsperren während der Sommermonate ($r = 0,89$) und während der Vollzirkulation ($r = 0,55$)

Vergleicht man die TP-Gehalte der Sedimente der untersuchten Talsperren (siehe Abb. 4.5), so lassen sich nur geringe Unterschiede zwischen den Trophiegraden erkennen. Die Talsperre Muldenberg zeigte hier die geringsten Werte mit einem mittleren TP-Gehalt von $2,3 \text{ mg/gTS}$ und die Talsperre Quitzdorf die höchsten mit einem mittleren TP-Gehalt von $3,5 \text{ mg/gTS}$. Allen untersuchten Talsperren ist gemeinsam, dass die TP-Gehalte im obersten Sedimentzentimeter um ca. 10 % geringer sind als in den tieferen Schichten, was vermutlich durch die geringeren Trockenmasse-Gehalte einerseits und andererseits dadurch hervorgerufen wird, dass besonders diese Zone einem Leaching ausgesetzt ist. Beim Vergleich der TP-Gehalte im Sediment mit den SRP-Konzentrationen im Porenwasser und den daraus resultierenden P-Freisetzungsraten ließ sich keine signifikante Korrelation feststellen. Somit konnte die Annahme von UHLMANN et al. (1997) bestätigt werden, dass die P-Freisetzung nicht oder nur gering-

fällig durch den TP-Gehalt im Sediment beeinflusst wird, welcher sich dadurch schlecht für eine Trophiebewertung eignet.

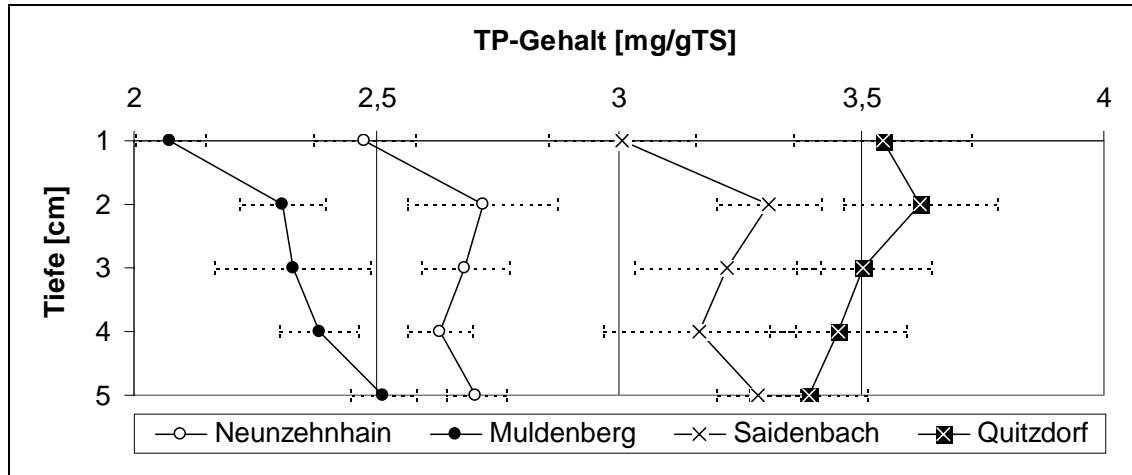


Abb. 4.5: TP-Gehalte im Sediment der untersuchten Talsperren

Um den Phosphor im Sediment hinsichtlich der Löslichkeit und der daraus resultierenden Freisetzbarkeit aus dem Sediment näher zu untersuchen, wurde der Gesamtphosphor im Sediment durch ein sequentielles Extraktionsverfahren in verschiedene Fraktionen unterteilt (PSENNER et al. 1984).

Beim Vergleich der P-Fraktionen waren eindeutige Unterschiede zwischen den Talsperren nachweisbar, insbesondere bei der reduktiv löslichen, an Eisen gebundenen BD-Fraktion und der reduktiv unlöslichen, an Aluminium gebundenen NaOH-SRP-Fraktion (siehe Abb. 4.6). So stiegen die Gehalte der BD-Fraktion mit dem Trophiegrad an. Beispielsweise zeigte sich in der oligotrophen Talsperre Neunzehnhain I ein mittlerer prozentueller Anteil von 7 %, wogegen in der polytrophen Talsperre Quitzdorf bis zu 50 % nachweisbar waren. Andererseits war eine eindeutige Verringerung der stabilen NaOH-SRP-Fraktion mit steigendem Trophiegrad erkennbar, in Neunzehnhain I konnten bei dieser Fraktion ca. 55 %, in Quitzdorf dagegen nur ca. 21 % gemessen werden. Diese metallgebundenen P-Fraktionen zeigten enge Zusammenhänge mit den Metallgehalten (siehe Kap. 4.1.5).

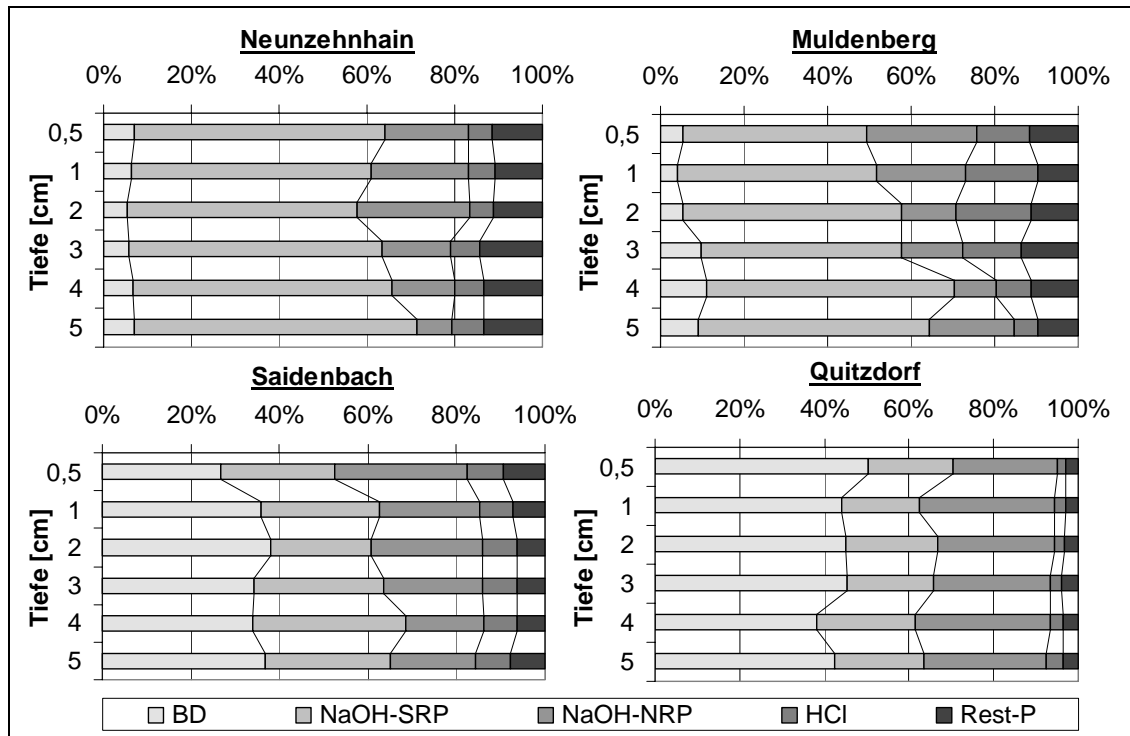


Abb. 4.6: P-Fractionen im Sediment der untersuchten Talsperren

Die NaOH-NRP-Fraktion repräsentiert den biologisch gebundenen Phosphor. Dieser enthält neben organischem Phosphor in der Form von Polysacchariden, Nukleinsäuren, Phospholipiden (SOMMERS et al. 1972, UHLMANN et al. 1990) und an Huminstoffe gebundenem Phosphor (SOMMERS et al. 1972, KLAPWIJK et al. 1982, PETTERSSON 1986) auch anorganische Polyphosphate (UHLMANN et al. 1990). Bei der NaOH-NRP-Fraktion, von der angenommen wird, dass sie hauptsächlich autochthonen Ursprungs ist (PENN et al. 1995), zeigten sich ebenfalls Unterschiede zwischen den Talsperren. So waren die Anteile dieser Fraktion in den Talsperren mit erhöhtem Trophiegrad geringfügig größer. In Quitzdorf konnten hierbei Anteile von ca. 32 % nachgewiesen werden, während sie in Neunzehnhain I im Mittel nur 18 % betragen.

Die erhöhten Anteile des biogenen Phosphors werden bei der Talsperre Quitzdorf höchstwahrscheinlich durch den hohen Gehalt an *Microcystis*-Zellen im Sediment hervorgerufen, die zum Teil Poly-P-Granula enthalten. Neben *Microcystis* sind auch viele Algen und Bakterien in der Lage, Phosphat unter aeroben Bedingungen aufzunehmen und als Poly-P intrazellulär zu speichern (DARLEY 1982, HUPFER & UHLMANN 1991). Nach DAVELAAR (1993) ist der Poly-P-Metabolismus entscheidend für das

Überleben und das Wachstum von Bakterien unter den wechselnden Redoxbedingungen, welche an der Sediment-Wasser-Kontaktschicht vorkommen. Das Poly-P wird wieder freigesetzt, wenn das Milieu anoxisch wird und kann so zu einer P-Freisetzung aus dem Sediment führen (z. B. DEINEMA et al. 1985, WENTZEL et al. 1991, GÄCHTER & MEYER 1993, GOEDKOPP & PETTERSSON 2000). Somit kann neben der reduktiv löslichen BD-Fraktion auch die biologisch gebundene NaOH-NRP-Fraktion als potentiell löslich angesehen werden und als Eutrophierungsparameter gelten.

4.1.2 Redoxpotential, pH-Wert im Porenwasser

Betrachtet man den saisonalen Verlauf des Redoxpotentials im Porenwasser (siehe Abb. 4.7), so ist erkennbar, dass bei den Talsperren Muldenberg, Saidenbach und Quitzdorf ein sommerliches Minimum auftritt, welches in Saidenbach am ausgeprägtesten ist, hier allerdings in tieferen Schichten (ca. 2-3 cm). So betrug das minimale Redoxpotential in Muldenberg -74 mV, in Saidenbach -282 mV und in Quitzdorf -225 mV. Die Talsperre Neunzehnhain I zeigt im gesamten Jahresverlauf positive Werte (Minimum 27 mV, Maximum 84 mV). Neben den Minima im Sediment der Talsperren Saidenbach und Quitzdorf kann man erkennen, dass das Redoxpotential in der Talsperre Quitzdorf auch in den übrigen Monaten sehr niedrig ist, während in den anderen Talsperren die Minima vor allem auf die Sommermonate beschränkt sind.

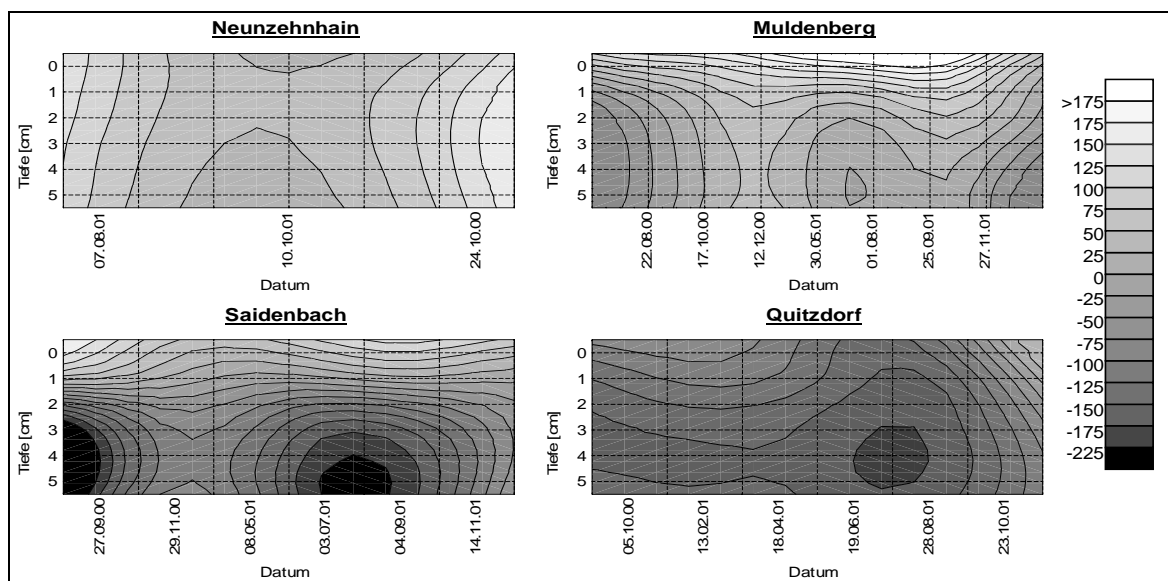


Abb. 4.7: Redoxpotential [mV] im Sediment der untersuchten Talsperren im Jahresverlauf

Nach dem vertikalen Verlauf des Redoxpotentials in Sedimenten können diese in drei verschiedene Redoxzonen unterteilt werden (z. B. KRISTENSEN 2000):

- Oxische Zone: $Eh > 400 \text{ mV}$
- Suboxische Zone: $0 < Eh < 400 \text{ mV}$
- Reduzierte Zone: $Eh < 0 \text{ mV}$

In einem natürlichen System ist es jedoch sehr schwierig, die Werte des Redoxpotentials zu interpretieren. Bei Redoxmessungen wird von der Annahme ausgegangen, dass sich das Redoxsystem im Gleichgewicht befindet und einzelne Reduktionen oder Oxidationen bei einem bestimmten Eh-Wert ablaufen. In den allermeisten Fällen laufen jedoch viele verschiedene Reaktionen parallel ab, und das Redoxsystem befindet sich nicht im Gleichgewicht. Außerdem gestaltet sich die Bestimmung des Redoxpotentials relativ problematisch, weil die Messung sehr störanfällig ist und sich im Sediment viele Mikrohabitate bilden, welche die Werte verfälschen können. So können beispielsweise in oxischen Sedimenten durch die Ausscheidungen des Makrozoobenthos Pellets entstehen, welche anaerobe Mikrohabitate darstellen, in denen reduktive Prozesse wie Denitrifikation und Sulfatreduktion ablaufen (z. B. JØRGENSEN 1977, JAHNKE 1985, BRANDES & DEVOL 1995).

Deshalb erscheint es sinnvoller, die Werte des Redoxpotentials als erste Indizien für die im Sediment ablaufenden Redoxvorgänge zu betrachten und den Redoxzustand des Sedimentes durch die Endprodukte der Redoxreaktionen (siehe Tab. 4.1) zu definieren. So kann man die „suboxische Zone“ als die Zone definieren, welche unmittelbar unterhalb der vom Sauerstoff geprägten „oxischen Zone“ liegt und in der die Reduktion von anorganischen Substanzen wie Nitrat, Eisen- und Manganoxiden beginnt, und wo diese Verbindungen folglich noch in hohen Konzentrationen vorhanden sind (JØRGENSEN 1983). In dieser Zone sind die Konzentrationen von Sauerstoff und Sulfid extrem niedrig (MURRAY 1989, JØRGENSEN 1991).

Die bakterielle Reduktion von Sulfat zu Sulfid findet erst in der „reduzierten Zone“ statt (z. B. CHANTON et al. 1987). Das gebildete Sulfid liegt entweder gelöst als freies Sulfid oder als kristallines Eisen- bzw. Mangansulfid vor. Die Methanbildung findet ebenfalls

unter stark reduktiven Bedingungen statt. Wenn im Hypolimnion eines Gewässers stark reduktive Bedingungen vorherrschen und der gesamte Sauerstoff verbraucht ist, kann die „suboxische Zone“ des Sedimentes verschwinden und freies Sulfid in den Wasserkörper gelangen (STIGEBRANDT & WULFF 1987, KEMP et al. 1992).

Tab. 4.1: mittleres Redoxpotential für mikrobielle Reduktionsprozesse im Sediment
 (nach LERMAN 1978, SCHWOERBEL 1987, KRISTENSEN 2000)

oxidierte Verbindung	reduzierte Verbindung	Redoxpotential $E_{h_{pH7}}$ (mV)
Mn(IV) _(s)	Mn(II) _(gel.)	400
NO ₃ ⁻	N ₂ (g)	300
Fe(III) _(s)	Fe(II) _(gel.)	200
SO ₄ ²⁻	S ²⁻	-100
CO ₂ (g)	CH ₄ (g)	-150

Aus Abb. 4.7 ist erkennbar, dass die Sedimente der oligotrophen Talsperren Neunzehnhain I und Muldenberg einen suboxischen Charakter zeigten, wobei in Muldenberg bei einer Sedimenttiefe > 1cm während der Sommermonate „reduzierte Zonen“ nachweisbar waren. Der oberste Sedimentzentimeter der Talsperre Saidenbach konnte ebenfalls als suboxisch klassifiziert werden, wogegen die tieferen Sedimentschichten dieser Talsperre im gesamten Jahresverlauf negative Redoxpotentiale und somit einen reduzierten Charakter aufwiesen. Im Sediment der Talsperre Quitzdorf war keine „suboxische Zone“ mehr nachweisbar, und die Redoxpotentiale lagen sowohl in den tieferen als auch in den höheren Sedimenthorizonten im reduzierten Bereich. Somit sind in den Talsperren mit höherer Trophie (Saidenbach, Quitzdorf) aufgrund des niedrigen Redoxpotentials gute Bedingungen für die bakterielle Sulfatreduktion vorhanden. Erhöhte negative Gradienten des Redoxpotentials, welches innerhalb der obersten 2 cm des Sediments bis in den stark negativen Bereich abfällt, sind auch für andere eutrophe bzw. mesotrophe Gewässer beschrieben worden (z. B. MORTIMER 1941, 1942, 1971).

Die gemessenen Redoxpotentiale deuten zwar auf eine trophische Abhängigkeit hin, sollten jedoch nicht überbewertet werden. Da in den meisten untersuchten Talsperren (bis auf Quitzdorf) noch in mehreren Millimetern Sedimenttiefe Sauerstoff gefunden wurde (siehe Kap. 4.1.3.1) und auch in den Talsperren mit niedrigerem Trophiegrad

(Neunzehnhain I, Muldenberg) geringe Mengen an Sulfid vorhanden waren (siehe Kap. 4.1.3.2), kann man schlussfolgern, dass die Werte des Redoxpotentials eher zum relativen Vergleich als zur Festlegung und Definition von Redoxklassen herangezogen werden sollten.

Die pH-Werte im Porenwasser der untersuchten Talsperren zeigten erwartungsgemäß geringere Unterschiede als die pH-Werte des Wassers oberhalb der Sedimentoberfläche (siehe Abb. 4.8), da die Sedimente relativ gut gepuffert sind. So betrug beispielsweise der mittlere pH-Wert im überstehenden Wasser von Muldenberg ca. 5,8, während er im Porenwasser im Mittel bei 6,6 lag. In Quitzdorf betrug der mittlere pH-Wert des überstehenden Wassers aufgrund des CO₂-Verbrauchs während starker Phytoplanktonentwicklungen etwa 8,2, und im Porenwasser sank er auf etwa 7,8 ab. Die Talsperre Saiduibach ist das einzige der untersuchten Gewässer, bei dem der pH-Wert entgegen den Erwartungen unterhalb der Sedimentoberfläche nicht in Richtung pH 7,0 tendiert. So lag er hier im überstehenden Wasser bei etwa 7,3 und im Porenwasser bei ca. 7,7. Da dieses Phänomen aufgrund der erhobenen Daten nicht erklärt werden kann, sollte es bei zukünftigen Untersuchungen der Talsperre eingehender betrachtet werden.

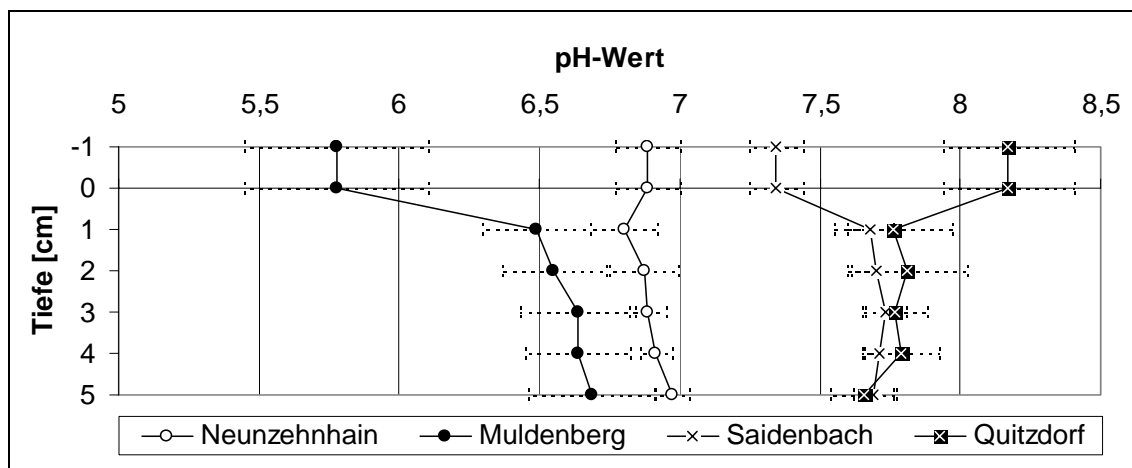


Abb. 4.8: pH-Werte im Porenwasser der untersuchten Talsperren

4.1.3 Elektronenakzeptoren

Die vertikalen Konzentrationsgradienten der Elektronenakzeptoren wurden mit steigendem trophischen Niveau steiler und entsprachen somit den klassischen Vorstellungen von MORTIMER (1941, 1942). Der verstärkte Verbrauch des Nitrats (Denitrifikation) und des Sulfats (Desulfurikation), wie er in den Sedimenten der Talsperren Quitzdorf und Saidenbach während der Sommermonate nachweisbar war, wurde von verschiedenen Autoren für andere Gewässer mit hohem Trophiegrad beschrieben (z. B. RUDD et al. 1990, SINKE et al. 1992, SHERMAN et al. 1994). Die Hauptursache des hohen Verbrauchs der Elektronenakzeptoren liegt in der erhöhten mikrobiellen Aktivität, welche durch die verhältnismäßig hohen Einträge von organischen Substanzen, hauptsächlich Phytoplankton, hervorgerufen wird.

4.1.3.1 Sauerstoff und Nitrat

Die Untersuchung der Profile der Sauerstoff-Konzentrationen im Porenwasser zeigte, dass die Eindringtiefe des Sauerstoffes durch die respirativen Prozesse in Übereinstimmung mit dem trophischen Niveau stark beeinflusst wurde. So konnte Sauerstoff in Neunzehnhain I bis zu einer mittleren Sedimenttiefe von 1,2 cm, in Muldenberg von 0,7 cm, in Saidenbach von 0,4 cm und in Quitzdorf von 0,1 cm nachgewiesen werden.

In allen untersuchten Talsperren, mit Ausnahme der oligotrophen Talsperre Neunzehnhain I, war Nitrat bereits in einer Sedimenttiefe von 1 cm verbraucht. Auch in der oligotrophen Talsperre Muldenberg war in 1 cm Tiefe kaum noch Nitrat vorhanden, was höchstwahrscheinlich durch die verstärkte mikrobielle Aktivität aufgrund des erhöhten allochthonen Eintrags von organischen Substanzen hervorgerufen wurde.

4.1.3.2 Sulfat

Der größte Anteil des Sulfats in Gewässern entsteht durch die Verwitterung von metall-sulfid- und gipshaltigem Gestein im Einzugsgebiet und dessen mikrobielle Auflösung im Boden sowie durch die Oxidation von organischen Schwefelverbindungen. Ein anderer großer Anteil stammt aus der atmosphärischen Deposition durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe und den direkten Eintrag von schwefelhaltigen Abwässern. Auch die Sedimente können eine Sulfatquelle darstellen. Durch die Reoxidation von reduzierten Schwefelverbindungen im Sediment kann es zur Sulfatbildung kommen (BAK & PFENNIG 1991, URBAN et al. 1994).

Die Steilheit der vertikalen Gradienten der prozentualen Sulfat-Abnahme unterhalb der Sedimentoberfläche reflektierte ebenfalls den trophischen Zustand der Talsperren (Abb. 4.8), allerdings zeigten die mesotrophe Talsperre Saidenbach und die oligotrophe Talsperre Muldenberg nahezu gleiche Sulfat-Reduktionsraten.

Verluste durch mikrobielle Sulfatreduktion ergaben eine Ansammlung von Sulfid im Sediment (Abb. 4.9). Bei der Sulfid-Konzentration war zwar eine Abhängigkeit vom Trophiegrad nachweisbar, jedoch überstiegen hier die Werte der oligotrophen Talsperre Muldenberg die der mesotrophen Talsperre Saidenbach. Die erhöhten Sulfid-Konzentrationen und Sulfat-Reduktionsraten im Sediment der Talsperre Muldenberg werden höchstwahrscheinlich durch den verstärkten Eintrag an organischem Material und den erhöhten organischen Gehalt der Sedimente hervorgerufen. Die Sulfid-Konzentrationen waren im Sediment der polytrophen und flachen Talsperre Quitzdorf während der Sommermonate besonders hoch, was durch die starke Temperaturabhängigkeit der Sulfatreduktion hervorgerufen wird (URBAN et al. 1994).

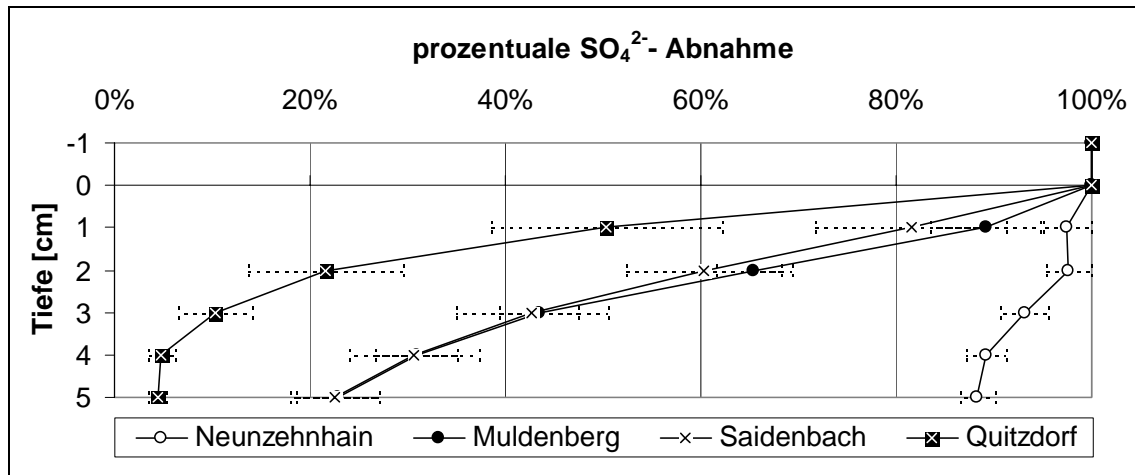


Abb. 4.8: prozentuale Sulfat-Abnahme im Porenwasser unterhalb der Sedimentoberfläche

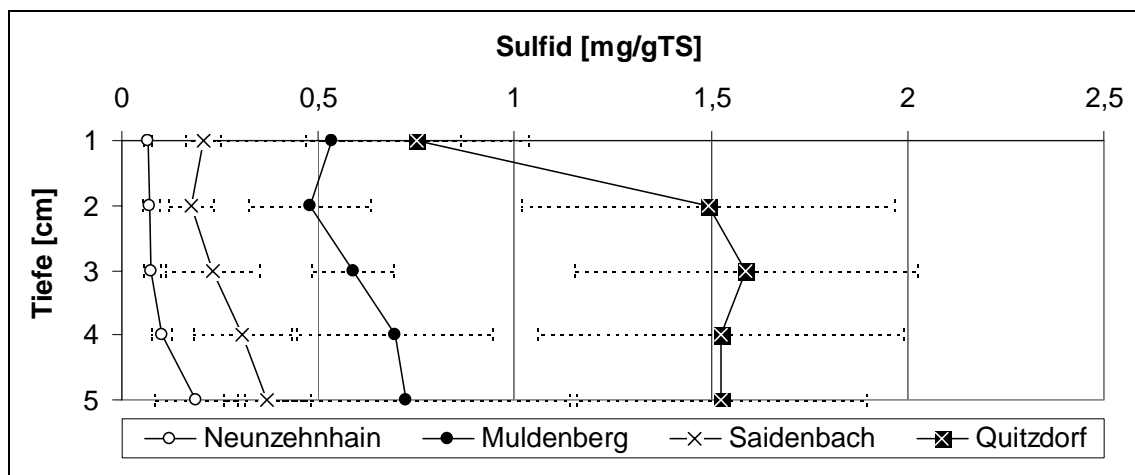


Abb. 4.9: Sulfid-Konzentration im Sediment der untersuchten Talsperren

Die Intensität der Sulfatreduktion im Sediment ist abhängig vom Vorhandensein von abbaubarem organischem Material und dessen Verfügbarkeit für Mikroorganismen (WIDDEL 1988, CAPONE & KIENE 1988, SINKE et al. 1992). In oligotrophen Gewässern mit einem geringen organischen Eintrag wird das organische Material häufig schon an der Sediment-Wasser-Kontaktschicht aerob abgebaut, sodass in den tieferen anoxischen Sedimentschichten nur noch geringe Anteile für den Metabolismus der Sulfatreduzierer verfügbar sind (DAVID & MITCHELL 1985, RUDD et al. 1986). Somit weisen die Gewässer mit geringem Trophiegrad und geringem organischem Eintrag eine relativ geringe Sulfatreduktion auf, wie dies auch bei den untersuchten Talsperren erkennbar war.

Besonders in Gewässern mit geringem Trophiegrad wird ein großer Anteil des Sulfids (bis zu 90 %) nicht durch Reaktionen mit Eisen und anderen Metallen gebunden, sondern diffundiert in die obersten Schichten des Sediments und wird dort reoxidiert (HORDIJK et al. 1989, JØRGENSEN 1990, MARNETTE et al. 1992, THAMDRUP et al. 1994), sodass 25 - 50 % des Sauerstoffverbrauchs im Sediment direkt oder indirekt auf die Oxidation von Sulfid zurückzuführen sind (JØRGENSEN 1989, URBAN et al. 1994).

Sobald die Sulfatreduktion begonnen hat, werden Prozesse induziert, welche die interne Phosphor-Belastung und somit die Eutrophierung eines Gewässers verstärken (z. B. KLEEBOERG 1997). Der Phosphor kann bei hohen Sulfid-Konzentrationen aus Eisen-Phosphor-Komplexen verdrängt werden und schwer lösliches Eisensulfid bilden. Wenn Eisen im Sediment limitiert ist, wird während der Mineralisation organischer Substanzen gelöstes Phosphat aus diesen redoxsensitiven Eisen-Phosphor-Komplexen freigesetzt (NÜRNBERG 1996, KLEEBOERG & DUDEL 1997).

Außerdem kommt es durch die Auflösung des Eisenoxids und die anschließende Eisen-Freisetzung aus dem Sediment zum Verlust von Eisen, welches durch Komplexbildung mit Phosphor neu entstandenes SRP abfangen könnte (CARIGNAN & TESSIER 1988, CARACO et al. 1989, RODEN & EDMONDS 1997). Erwartungsgemäß (MURRAY 1995, GIORDANI et al. 1996) war die Phosphat-Freisetzung zur Bildung des Eisensulfids proportional. So wurden die höchsten Konzentrationen von Sulfid und die höchste SRP-Freisetzung in der Talsperre Quitzdorf beobachtet (siehe Abb. 4.9 und Abb. 4.3). Außerdem konnte in den untersuchten Talsperren ein signifikanter Zusammenhang zwischen der SRP-Konzentration im Porenwasser und der Sulfid-Konzentration im Sediment nachgewiesen werden (siehe Abb. 4.10).

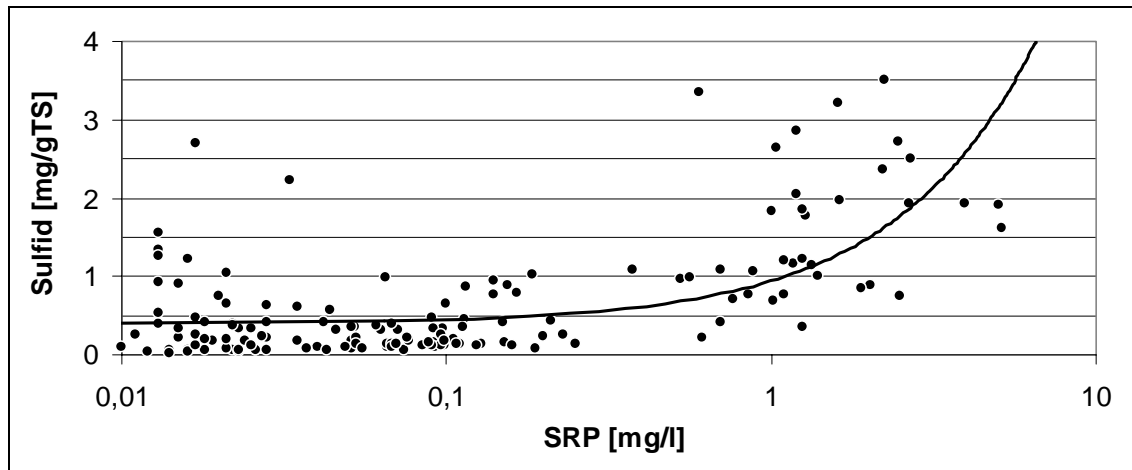


Abb. 4.10: Korrelation der SRP- mit der Sulfid-Konzentration ($r = 0,62$)

Seit den frühen Untersuchungen von OHLE (1954), welcher die katalysierenden Effekte der mikrobiellen Sulfidbildung auf die Freisetzung von SRP aus dem Sediment beschrieben hat, sind diese Zusammenhänge von vielen Autoren bestätigt worden (BRANDL et al. 1990, CARACO et al. 1993, RODEN & EDMONDS 1997, CLAVERO et al. 1997).

4.1.4 Endprodukte des mikrobiellen Abbaus

Die Parameter Ammonium, Alkalinität und DOC im Porenwasser der untersuchten Talsperren, welche die allgemeine mikrobielle Aktivität ausdrücken, zeigten signifikante Unterschiede zwischen den Talsperren mit $p < 0,05$ (außer DOC, siehe Kap. 4.1.4.3).

Außerdem waren für die Ammonium-Gehalte und die Alkalinität sowie für die Konzentration an gelöstem Calcium, welches in direktem Zusammenhang mit der Alkalinität steht (siehe Kap. 4.1.4.2), signifikante Korrelationen mit der elektrischen Leitfähigkeit des Porenwassers nachweisbar (siehe Abb. 4.11). Die elektrische Leitfähigkeit zeigt die Konzentration von gelösten Ionen an. Diese signifikanten Zusammenhänge lassen den starken Einfluss der beim mikrobiellen Abbau entstehenden Ammonium- und Hydrogencarbonat-Ionen (Alkalinität) und der gelösten Calcium-Ionen auf die elektrische Leitfähigkeit erkennen. Da die Alkalinität und die Ammonium-Konzentrationen im Porenwasser der untersuchten Talsperren mit steigendem Trophiegrad zunehmen, was

in den folgenden Kapiteln noch näher beschrieben wird, kann man die signifikante Korrelation dieser Parameter mit der elektrischen Leitfähigkeit nutzen, um eine erste Abschätzung der Trophie vorzunehmen. Allerdings sollte die Messung der elektrischen Leitfähigkeit nur eine Ergänzung zu tiefer gehenden Untersuchungen des Porenwassers und Sediments darstellen, da diese auch von anderen Parametern, wie z. B. der Zusammensetzung des Grundgesteins im Einzugsgebiet, beeinflusst wird.

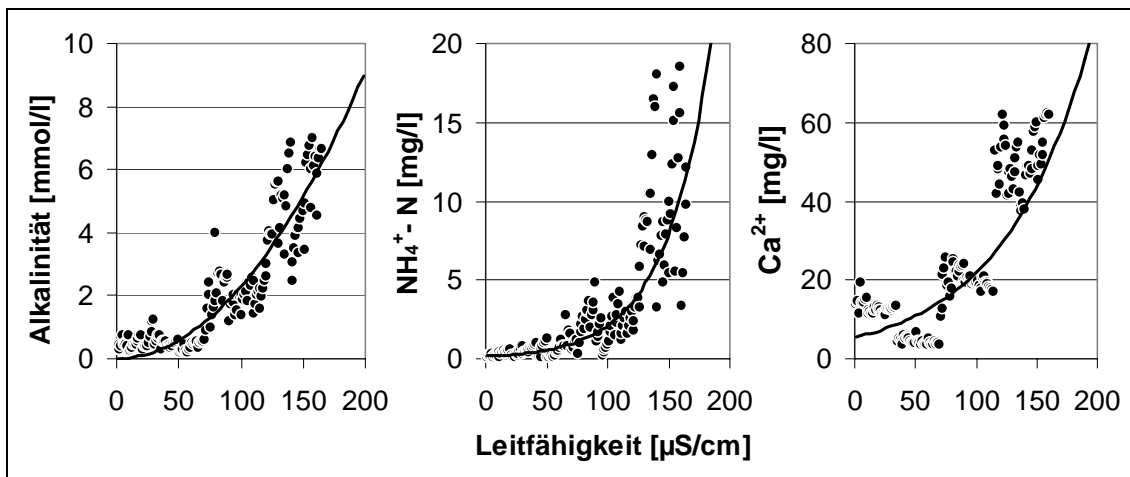


Abb. 4.11: Korrelation der Leitfähigkeit mit der Alkalinität ($r = 0,92$), Ammonium- ($r = 0,88$) und Calcium-Konzentration ($r = 0,73$) im Porenwasser

4.1.4.1 Ammonium

Ammonium wird vor allem bei der Ammonifikation, dem mikrobiellen Abbau von stickstoffhaltigen Verbindungen (wie z. B. Proteinen) gebildet. Es kann somit als Indikator für die Abschätzung der Mineralisation von organischem Material herangezogen werden (z. B. CANFIELD et al. 1993).

Die höchste Konzentration des Ammoniums im Porenwasser wurde in der Talsperre Quitzdorf erreicht (bis 18 mg/l NH₄⁺-N). Dieses entspricht größenordnungsmäßig dem Ammonium-Gehalt in biologischen Abwasserbehandlungsanlagen. Aus Abb. 4.12 ist ein eindeutiger Anstieg der Ammonium-Konzentration mit zunehmender Sedimenttiefe ersichtlich. Außerdem kann man eine deutliche Steigerung der Ammonium-Konzentration mit steigendem Trophiegrad erkennen. Während der Sommermonate waren die

Werte in den Talsperren Saidenbach und Quitzdorf am höchsten, einerseits hervorgerufen durch die erhöhten Temperaturen und andererseits durch die verstärkte Sedimentation und den anschließenden Abbau von stickstoffhaltigem Detritus. Die geringen Ammonium-Konzentrationen im Porenwasser der oligotrophen Talsperren sind auch damit zu begründen, dass in diesen Talsperren neben dem verringerten Abbau organischer Matrix auch noch eine Oxidation von Ammonium-Verbindungen zu Nitrat (Nitrifikation) stattfindet, da dort relativ hohe Nitrat-Konzentrationen nachweisbar waren.

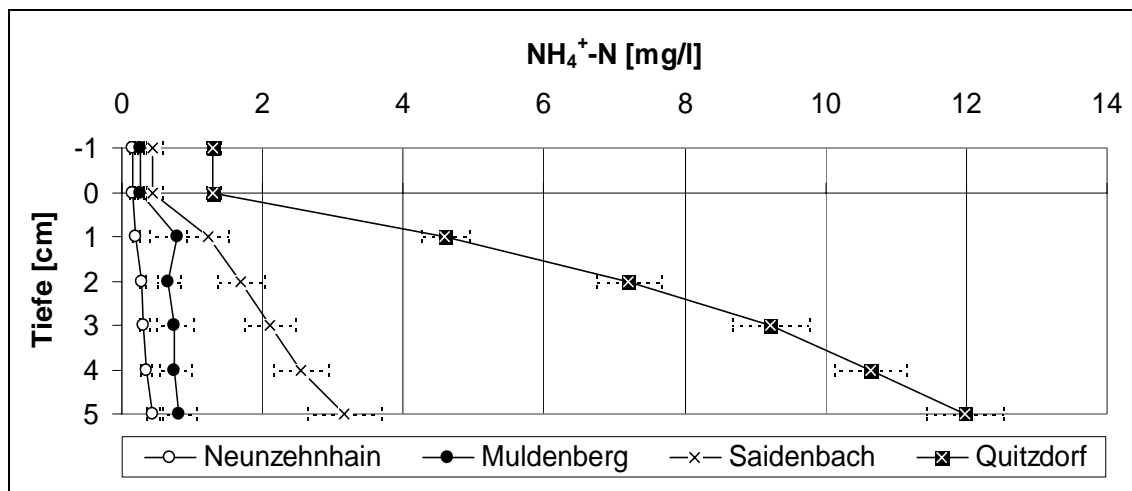


Abb. 4.12: Ammonium-Konzentration im Porenwasser der untersuchten Talsperren

Aufgrund der starken trophiebezogenen Abstufung zwischen den Talsperren ist die Ammonium-Konzentration gut geeignet als Parameter zur Einschätzung der Trophie eines Gewässers.

Durch die Konzentrationsgradienten zwischen überstehendem Wasser und Porenwasser kommt es wie beim SRP auch beim Ammonium zur N-Freisetzung, welche bei den Talsperren mit höherer Trophie verstärkt ist. In Abb. 4.13 sind die Stickstoff-Einträge in die untersuchten Talsperren dargestellt, wobei auch hier wie in Abb. 4.3 zwischen internem Eintrag aus dem Sediment und externem Eintrag aus dem Einzugsgebiet unterschieden wird.

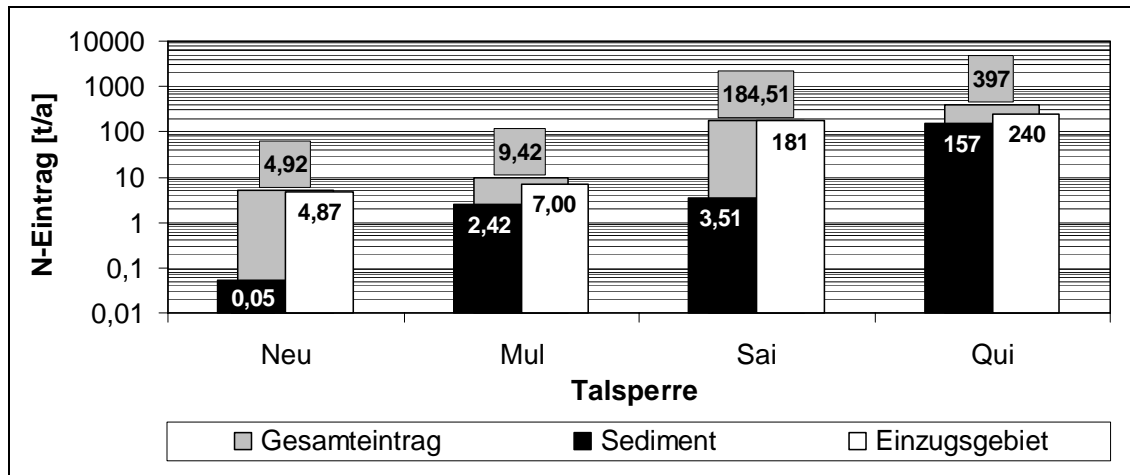


Abb. 4.13: N-Einträge in die untersuchten Talsperren aus dem Einzugsgebiet (Rohdaten: Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen) und aus dem Sediment

Bei Betrachtung von Abb. 4.13 wird der Anstieg des Stickstoff-Eintrags mit zunehmender Trophie deutlich. Sowohl die internen als auch die externen Einträge stiegen mit dem Trophiegrad an. Allerdings waren die internen Stickstoff-Einträge bei der Talsperre Quitzdorf nicht so drastisch erhöht wie beim Phosphor-Eintrag gemäß Abb. 4.3. Außerdem überstiegen in Quitzdorf die externen Stickstoff-Einträge die internen, was im Gegensatz zu den Phosphoreinträgen in dieser Talsperre steht. Die hohen Stickstoff-Einträge aus dem Einzugsgebiet in die Talsperren Saidenbach und Quitzdorf sind auf den Einfluss der ausgeprägten landwirtschaftlichen Nutzung und den damit verbundenen Oberflächenabfluss von stickstoffhaltigen Düngemitteln zurückzuführen.

4.1.4.2 Alkalinität

Die Oxidation von organischen Verbindungen, welche sich im Sediment ansammeln, führt u. a. zur Bildung von gelöstem anorganischem Kohlenstoff (DIC). Dieser setzt sich aus den Bestandteilen CO_2 , HCO_3^- und CO_3^{2-} zusammen, wobei bei den pH-Werten, welche im Porenwasser der untersuchten Talsperren gemessen wurden (ca. pH 6-8), die Anteile von HCO_3^- dominieren. Die Bildung von DIC führt beim Vorhandensein von Calcium-Ionen zur Erhöhung des Puffervermögens (Alkalinität) des Porenwassers. Für die mikrobielle Oxidation der organischen Substanzen werden wie für alle mikrobiellen Oxidationsprozesse Elektronenakzeptoren benötigt, die von den Mikroorganis-

men aufgrund der unterschiedlichen Energieausbeute in der Reihenfolge O_2 , NO_3^- , $Mn(IV)$, $Fe(III)$ und SO_4^{2-} genutzt werden. Der größte Teil der Alkalinität entsteht im Sediment durch die mikrobielle Reduktion von Sulfat und Nitrat (COOK et al. 1986, RUDD et al. 1986, SCHINDLER 1986).

Die Alkalinität im Porenwasser der untersuchten Talsperren zeigte einen eindeutigen Zusammenhang mit dem Trophiegrad und kann dadurch auch als Parameter für die Trophieeinschätzung herangezogen werden. So zeigten sich die höchsten Konzentrationen (bis 7 mmol/l) im Porenwasser von Quitzdorf (siehe Abb. 4.14). Außerdem wurde in dieser Talsperre auch der größte Anstieg der Alkalinität mit zunehmender Sedimenttiefe gefunden. In den Talsperren mit höherem Trophiestatus (Saidenbach und Quitzdorf) war die Alkalinität während der Sommerperiode am höchsten.

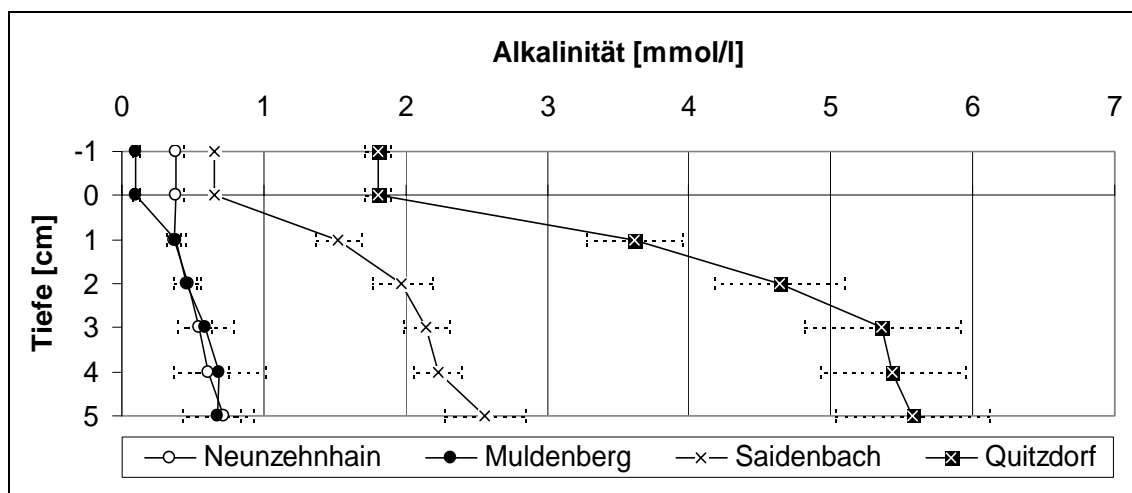


Abb. 4.14: Alkalinität [mmol/l] im Porenwasser der untersuchten Talsperren

Nach LAZZERETTI-ULMER & HANSELMANN (1999) wird eine Erhöhung der Alkalinität vor allem durch anaerobe Mineralisationsprozesse hervorgerufen, wogegen aerobe Prozesse aufgrund einer verstärkten Bildung von H^+ -Ionen zu einer Verringerung der Alkalinität führen. Die Steigerung der Alkalinität mit zunehmender Trophie bestätigt diese Annahme, da mit steigendem Trophiegrad auch die Eindringtiefe des Sauerstoffs bzw. anderer Elektronenakzeptoren in das Sediment abnimmt.

Beim Vergleich von allen untersuchten Talsperren waren signifikante positive Korrelationen zwischen der Alkalinität und der SRP-, Ammonium- und Calcium-Konzentration im Porenwasser nachweisbar (siehe Abb. 4.15).

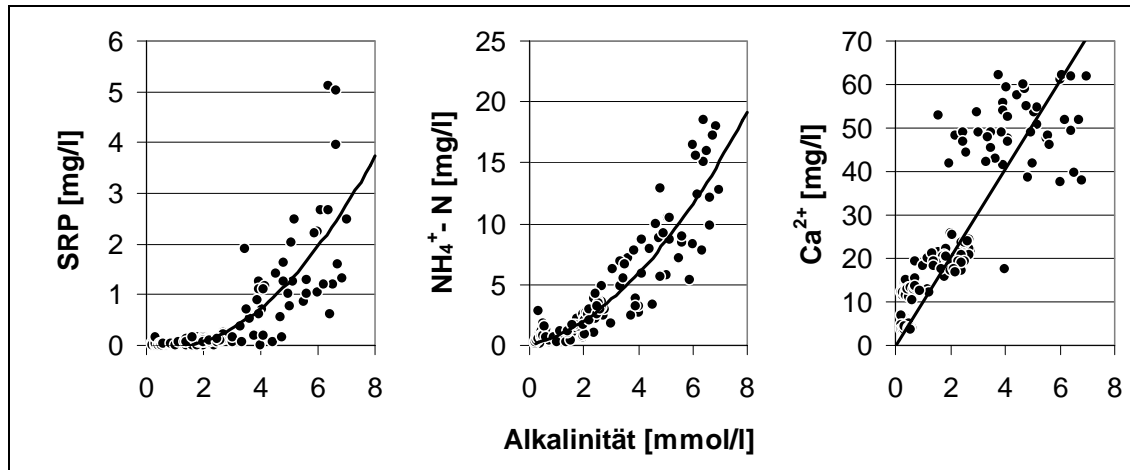


Abb. 4.15: Korrelation der Alkalinität mit der SRP- ($r = 0,82$), Ammonium- ($r = 0,93$) und Calcium- Konzentration ($r = 0,85$) im Porenwasser der untersuchten Talsperren

Der Zusammenhang der Alkalinität mit der Konzentration an gelöstem Phosphat lässt sich mit der Erhöhung beider Parameter bei anaeroben Verhältnissen erklären, da auch die Rücklösung von Phosphat stark vom Vorhandensein von Elektronenakzeptoren wie Sauerstoff, Nitrat oder Sulfat abhängig ist. Da sowohl die Alkalinität als auch die SRP-Konzentration sehr stark von mikrobiellen Abbauprozessen beeinflusst werden, kann man den Zusammenhang beider Parameter auch auf eine allgemeine Steigerung der mikrobiellen Abbauprozesse zurückführen. Diese Erklärung wird durch die positive Korrelation zwischen der Alkalinität und der Ammonium-Konzentration bekräftigt, da beide Parameter eindeutige Indikatoren von mikrobiellen Mineralisationsprozessen darstellen. Auch von anderen Autoren sind signifikante Korrelationen zwischen der Ammonium-Konzentration und der Rate der Kohlenstoff-Mineralisation für verschiedene Sedimenthabitate beschrieben worden (KOSTKA et al. 1999, KRISTENSEN et al. 1999, THAMDRUP & CANFIELD 1996). Die signifikante Korrelation der Alkalinität mit der SRP-Konzentration bestätigt die Aussage von OHLE (1952), dass die Alkalinität einen wichtigen Parameter für die Trophieindikation darstellt.

Die signifikante Abhängigkeit der Alkalinität von der Calcium-Konzentration deutet auf eine verstärkte anaerobe Lösung von sedimentiertem Calcit (CaCO_3) hin. Dieses Calcit wird vor allem im Wasserkörper der Talsperren mit höherem Trophiegrad durch die algenbedingte CO_2 -Assimilation während der Photosynthese gebildet, bei der sich der pH-Wert stark erhöht. Durch Ausfällung und Sedimentation gelangt das Calcit in das Sediment, wo es durch freies CO_2 wieder gelöst werden kann. Diese Ausfällung von Calcit kann zur Mitfällung von Phosphat führen, welches sich im Wasserkörper befindet und somit eine Oligotrophierung zur Folge haben. Da in der polytrophen Talsperre Quitzdorf die höchsten Konzentrationen an gelöstem Calcium nachweisbar waren (siehe Kap. 4.1.5) und auch die Alkalinität in diesem Gewässer die höchsten Werte zeigte, lässt sich daraus schließen, dass auch größere Mengen an Calcit gebildet werden. Dieses wird allerdings sofort wieder gelöst und führt zu den hohen Konzentrationen an gelöstem Calcium im Porenwasser.

4.1.4.3 DOC und Huminstoffe

Bei Betrachtung der Gradienten der DOC-Konzentrationen wurde eine Zunahme mit erhöhtem Trophiegrad deutlich (z. B. Quitzdorf bis zu 90 mg/l DOC, siehe Abb. 4.16). Allerdings sollte die Talsperre Muldenberg aufgrund ihres dystrophen Charakters separat betrachtet werden. Mit statistischen Methoden konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Talsperren mit einem höheren trophischen Niveau (Saidenbach und Quitzdorf) und zwischen der polytrophen Talsperre Quitzdorf und der dystrophen Talsperre Muldenberg gefunden werden ($p > 0,05$). Die hohen DOC-Konzentrationen in der Talsperre Muldenberg sind überwiegend allochthonen Ursprungs. Insbesondere der POC-Eintrag aus dem von Wäldern und Hochmooren dominierten Einzugsgebiet der Talsperre bewirkt eine Akkumulation von POC im Sediment, welcher mikrobiell in DOC umgewandelt wird. Andererseits können die DOC-Konzentrationen im Porenwasser von Quitzdorf und Saidenbach hauptsächlich der Phytoplanktonproduktion und dem anschließenden Abbau im Sediment zugeschrieben werden. Auch hier waren die Konzentrationen während der Sommermonate höher als in den Zirkulationsphasen des Gewässers.

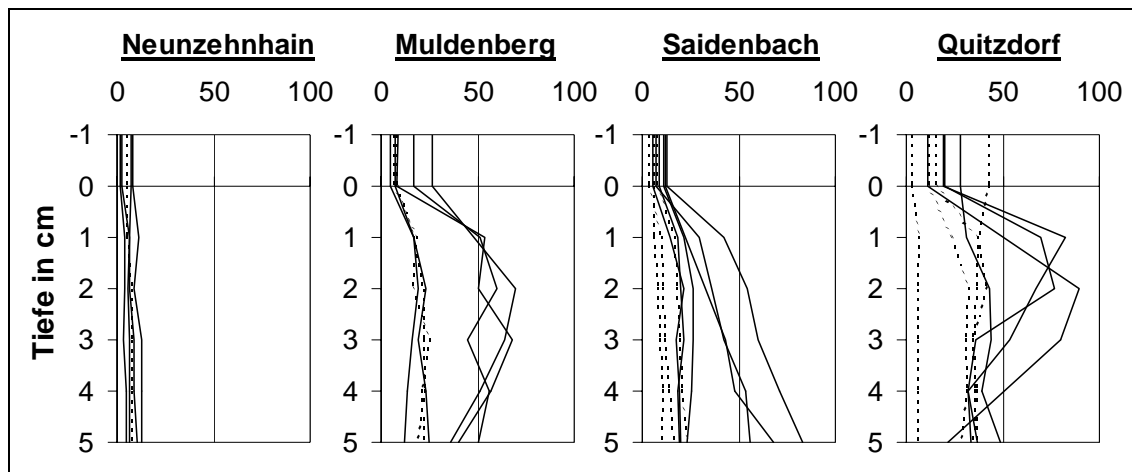


Abb. 4.16: DOC-Konzentrationen [mg/l] im Porenwasser der untersuchten Talsperren (gepunktete Linien: Vollzirkulation, volle Linien: Sommermonate)

DOC kann als relativ stabiles Endprodukt mikrobieller Abbauprozesse betrachtet werden. Bei den nicht-dystrophen Talsperren zeigte sich, dass ein höherer Trophiegrad zu einer erhöhten mikrobiellen Aktivität und dadurch zu höheren DOC-Konzentrationen im Porenwasser führt. Obwohl die Mineralisierung von leicht abbaubaren Kohlenstoffquellen unter aeroben und anaeroben Bedingung etwa gleich schnell abläuft (CANFIELD 1994), vollzieht sich die Mineralisierung schwerer abbaubarer organischer Verbindungen unter anaeroben Bedingungen langsamer (KRISTENSEN et al. 1995). Dies erklärt auch die Akkumulation von DOC im Porenwasser der Talsperren mit höherem Trophiegrad, da hier der Sauerstoff nur sehr geringfügig in das Sediment eindringen kann.

Die Zusammensetzung des DOC im Porenwasser zeigte für jede Talsperre ein spezifisches Muster. In Abb. 4.17 ist erkennbar, dass alle drei der in den Sedimenten nachgewiesenen DOC-Fractionen in der Talsperre Muldenberg am höchsten sind. Die Fraktionen werden hier von den niedermolekularen Säuren (Fraktion 2) dominiert, welche gut biologisch abbaubar sind. Allerdings zeigt sich durch den hohen UV-Peak in der Fraktion 2, dass hier neben den niedermolekularen Säuren auch viele UV-aktive Huminstoffe mit geringerer Molekülgröße detektiert wurden, welche im allgemeinen über ein geringes Abbaupotential verfügen.

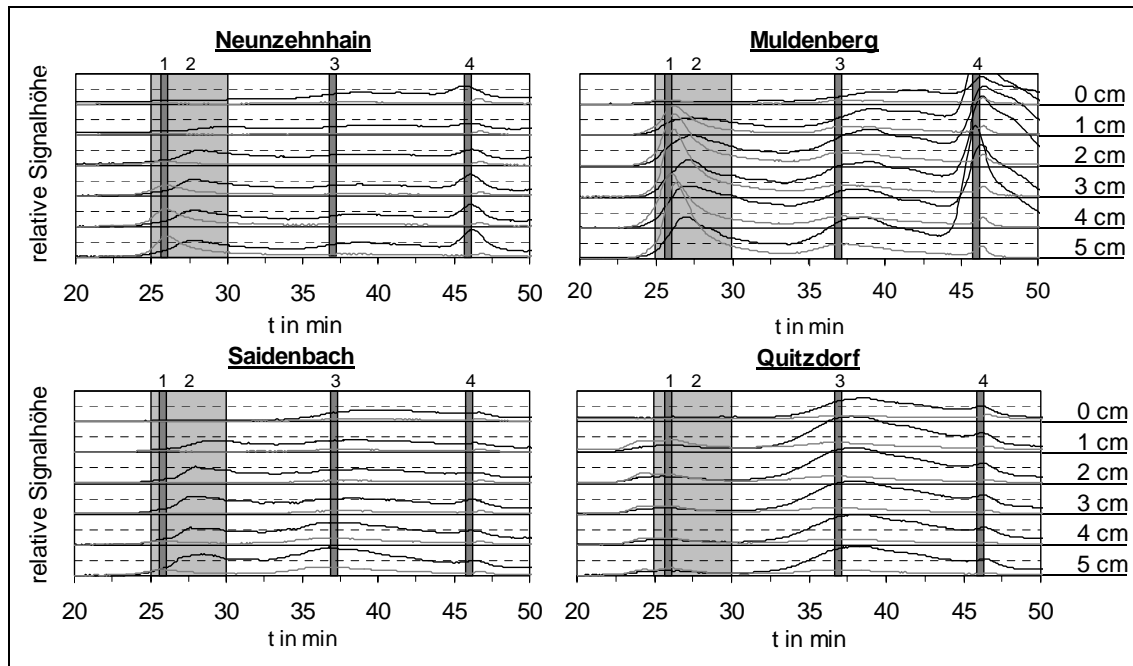


Abb. 4.17: relative Anteile (schwarze Linien) und UV-Aktivitäten (graue Linien) der DOC-Fractionen im Porenwasser der untersuchten Talsperren (1: mineralische Kolloide, 2: Polysaccharide, 3: Huminstoffe, 4: niedermolekulare organische Säuren)

Die Talsperre Muldenberg verfügt auch über einen sehr hohen Gehalt an Huminstoffen mit einem großen UV-aktiven Anteil (Fraktion 3). In der Talsperre Quitzdorf war ebenfalls ein relativ hoher Huminstoff-Peak erkennbar, welcher aber eine geringere UV-Aktivität zeigte. Aus den stark unterschiedlichen UV-Aktivitäten in Quitzdorf und Muldenberg kann man schließen, dass die Huminstoffe in beiden Talsperren verschiedenen Ursprungs sind. Die geringere UV-Aktivität in Quitzdorf bestätigt die Annahme, dass hier ein Großteil der Huminstoffe aus autochthonen Quellen stammt (SACHSE et al. 2001), hervorgerufen durch den unvollständigen Abbau von organischem Material unter anaeroben Bedingungen (COLE et al. 1984, D'ANGELO & REDDY 1994, MITSCH & GOSSELINK 1993). Die Huminstoffe in Muldenberg weisen dagegen aufgrund der hohen UV-Aktivität auf einen allochthonen Ursprung hin.

Huminstoffe werden auf dem Wege in das Gewässer oder im Gewässer selbst chemisch oder mikrobiell gespalten. Bei der chemischen Spaltung könnte es sich um eine Photolyse handeln, welche insbesondere an den aromatischen Bereichen der Huminstoffe stattfindet (z. B. DONAHUE et al. 1998, BERTISSON & TRANVIK 2000, WELKER & STEIN-

BERG 2000). Bei dieser Spaltung verlieren die Huminstoffe einen Teil ihrer Aromatizität (STEINBERG 2001) und werden dadurch leichter biologisch abbaubar (SUN et al. 1997).

Huminstoffe haben einen großen Einfluss auf den Phosphorhaushalt eines Gewässers. In vielen Gewässern mit pH-Werten im neutralen Bereich ist die durch Huminstoffe hervorgerufene Wasserfärbung mit dem P-Gehalt des Wasserkörpers positiv korreliert. Das Phosphat kann sowohl mit Huminstoffen Komplexe eingehen als auch an Metall-Huminstoff-Komplexe adsorbieren, wodurch seine biologische Verfügbarkeit erhöht wird. Bei pH-Werten im neutralen Bereich liegen die Metall-Huminstoff-Komplexe in der gelösten Phase vor. Dadurch befindet sich der Phosphor nach der Adsorption an diese Komplexe noch immer im gelösten, bioverfügbaren Zustand. Von LENHART & STEINBERG (1984) ist eine hemmende Schutzkolloid-Wirkung von Huminstoffen auf die Bildungsrate von stabilen Aluminium-Phosphor-Verbindungen beschrieben worden, welche durch Fällung und Sedimentation oftmals einen großen Anteil an der Oligotrophierung von Gewässern haben können.

Bei niedrigen pH-Werten kommt es zu einer Ausfällung von Eisen- bzw. Aluminium-Huminstoff-Komplexen, an die sich wiederum Phosphor anlagert. Hierbei findet die optimale Fixierung von Phosphor in einem pH-Bereich von 4-6 statt (PETROVIC & KASTELAN-MACAN 1996). Die entstehenden Komplexe sedimentieren und führen zu einer Verringerung der P-Konzentration im Wasserkörper. Sie werden häufig bei höheren pH-Werten im Porenwasser wieder aufgelöst, sodass es in huminstoffreichen sauren Gewässern wie Muldenberg neben einem starken Anstieg der DOC-Konzentration auch zu einer Erhöhung der Konzentrationen an gelöstem Eisen und Aluminium kommen kann. Somit hat die Verminderung des pH-Wertes in huminstoffreichen Gewässern oftmals eine Absenkung der P-Konzentration im Wasserkörper zur Folge (ANDERSSON & GAHNSTRÖM 1985).

4.1.5 Metalle

Die Konzentrationen der Metalle im Porenwasser und im Sediment zeigten signifikante Unterschiede zwischen den Talsperren und spezifische Verteilungsmuster für jedes der untersuchten Gewässer (siehe Abb. 4.18).

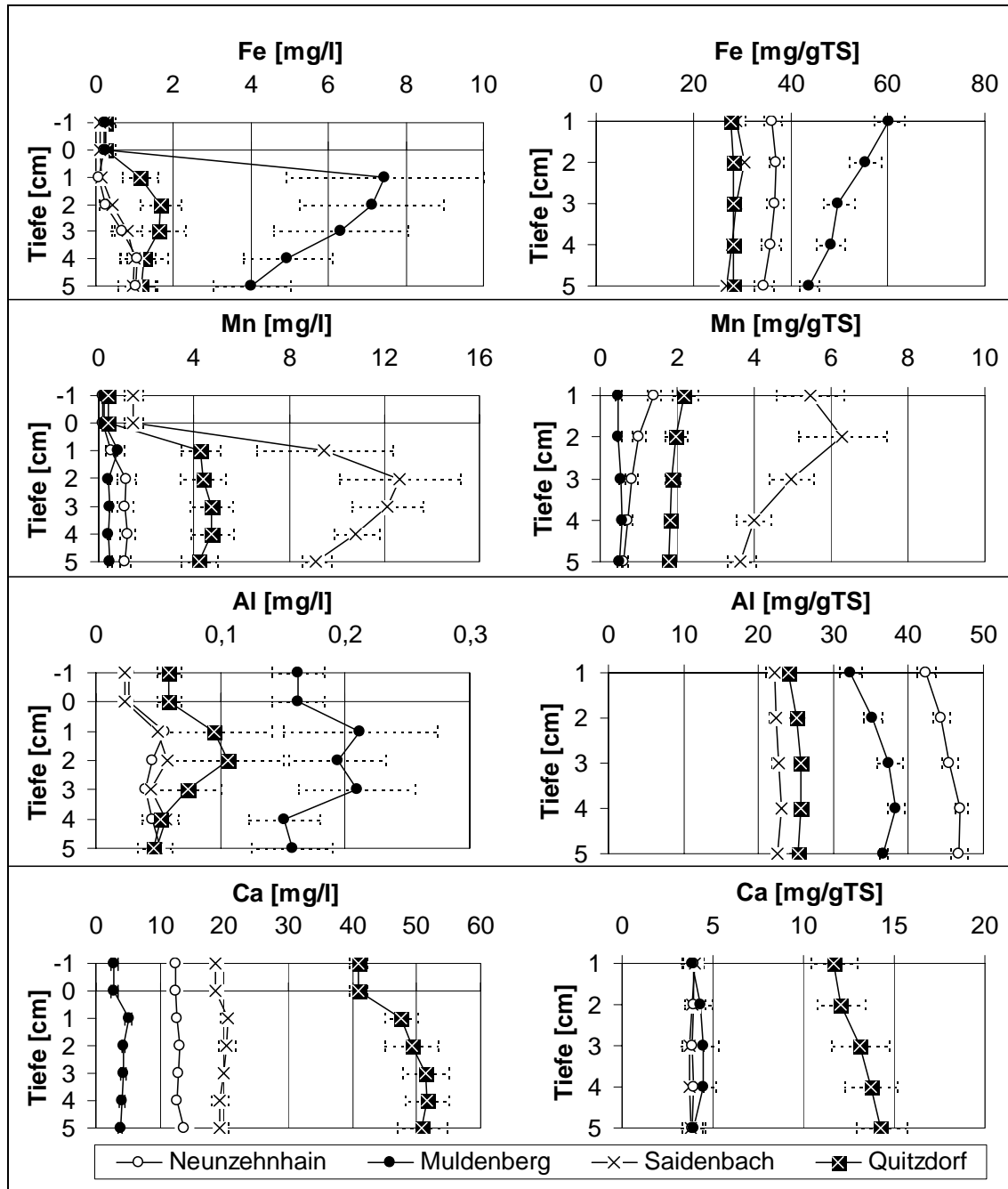


Abb. 4.18: Metall-Konzentrationen (Fe, Mn, Al, Ca) im Porenwasser [mg/l] und im Trockensediment [mg/gTS] der untersuchten Talsperren

Das Löslichkeitsverhalten von Eisen wird beeinflusst vom Redoxpotential, vom pH-Wert und der Konzentration komplexbildender Substanzen (z. B. Carbonat, Sulfid, Huminstoffe) (NILSSON 1985). Als Adsorptionspartner für gelöstes Phosphat haben oxidierte Eisenverbindungen eine sehr große Bedeutung für die Freisetzung und Festlegung von Phosphat aus dem Sediment. Eisenverbindungen unterliegen im Gewässer einem ständigen Kreislauf. Die entscheidenden Prozesse hierbei sind Oxidation, Ausfällung und Adsorption einerseits und Reduktion, Auflösung und Desorption andererseits. Die räumliche und zeitliche Verteilung im Wasserkörper ist gekennzeichnet durch Remobilisierung aus dem Sediment, hohe Konzentrationen im Hypolimnion während der Stagnation und Ausfällung während der Vollzirkulation. Die beschriebenen Prozesse laufen im Sediment vor allem in der obersten Schicht ab und führen durch unterschiedliche chemische Bedingungen im Sediment zu charakteristischen Porenwasserprofilen.

Beim Eisen waren in der oligotrophen Talsperre Muldenberg die höchsten Konzentrationen im Porenwasser und im Trockensediment nachweisbar. Im Porenwasser waren die saisonalen Unterschiede relativ hoch, was aus der großen Standardabweichung ersichtlich ist (Abb. 4.18). Da im Porenwasser von Muldenberg relativ hohe Redoxpotentiale nachgewiesen wurden, kann die reduktive Lösung von oxidierten Eisenverbindungen kaum die Ursache für die hohen Konzentrationen an gelöstem Eisen sein. Vermutlich werden im Wasserkörper der Talsperre Komplexe zwischen Eisen und organischen Verbindungen gebildet, welche im sauren pH-Bereich stabiler als im neutralen pH-Bereich sind. Dadurch kommt es zur Sedimentation und Akkumulation des Eisens im Sediment. Die erhöhten pH-Werte im Sediment mit Tendenz zum neutralen Bereich bewirken höchstwahrscheinlich eine Auflösung der organischen Eisenkomplexe und könnten somit die Ursache für die hohen Eisen-Konzentrationen im Porenwasser von Muldenberg sein. Eine erhöhte Konzentration von Eisen im Sediment von sauren Gewässern durch Komplexbildung mit organischen Stoffen konnte in verschiedenen Gewässern nachgewiesen werden (RENBORG 1985, BENDELL-YOUNG & HARVEY 1992).

Nach BREZONIK et al. (1990) kommt es unterhalb eines pH-Wertes von 5,1 im Porenwasser aufgrund des Kationenaustausches mit H^+ -Ionen zu einer Absenkung der Oxidationsrate und dadurch zu einer verstärkten Lösung von partikulärem Eisen. Da im Porenwasser der Talsperre Muldenberg minimale pH-Werte von 5,7 gemessen wurden und

außerdem bei Betrachtung aller untersuchten Talsperren eine negative Korrelation des pH-Wertes mit der Konzentration an gelöstem Eisen nachweisbar war, kann man davon ausgehen, dass eine verstärkte Freisetzung von gelöstem Eisen bei einer allgemeinen Absenkung des pH-Wertes im Porenwasser auftritt, ohne dass ein pH-Wert von 5,1 erreicht werden muss (siehe Abb. 4.19).

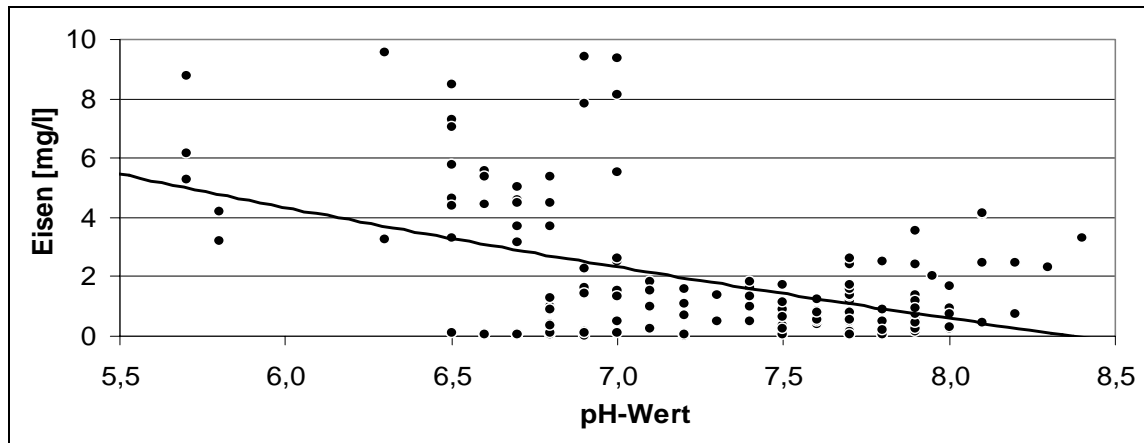


Abb. 4.19: Korrelation zwischen dem pH-Wert und der Eisen-Konzentration im Porenwasser der untersuchten Talsperren ($r = 0,48$)

Die relativ geringe Konzentration an gelöstem Eisen im Porenwasser der polytrophen Talsperre Quitzdorf deutet darauf hin, dass ein Großteil des Eisens, welches aufgrund reduktiver Prozesse gelöst wird, durch die Bindung an Sulfid sofort in die feste Phase überführt wird. Diese Annahme wird durch die hohen Konzentrationen von Sulfid im Sediment bestätigt (bis zu 3,5 mg/gTS). Infolge dieses Prozesses ist im Sediment von Quitzdorf nicht genug oxidiertes Eisen vorhanden, welches den Phosphor durch Komplexbindung im Sediment halten könnte (OHLE 1954, BRANDL et al. 1990, RODEN & EDMONDS 1997, CLAVERO et al. 1997), und es kommt zur Freisetzung von gelöstem Phosphat.

Die Löslichkeit von Aluminium wird im Gegensatz zu Eisen und Mangan nicht vom Redoxpotential, sondern nur vom pH-Wert und der Konzentration von Liganden bestimmt. Die Konzentration von gelöstem anorganischem Aluminium steigt exponentiell mit sinkendem pH-Wert an, wogegen organisch gebundenes Aluminium relativ unabhängig vom pH-Wert ist und von dem Gehalt an organischem Kohlenstoff beeinflusst wird (DRISCOLL 1985).

Die hohen Aluminium-Konzentrationen in den Sedimenten von Neunzehnhain I sind durch den verstärkten Eintrag von Aluminium aus dem Einzugsgebiet zu erklären, welcher durch stark saure Niederschläge ausgelöst wurde, die zu einer pH-Absenkung bis pH 4,0 in den Zuflüssen der Talsperre führten (UHLMANN et al. 1997).

Die höchste Aluminium-Konzentration im Porenwasser konnte in Muldenberg nachgewiesen werden, wogegen im Trockensediment die höchsten Gehalte in Neunzehnhain I zu finden waren. Vermutlich werden die erhöhten Konzentrationen an gelöstem Aluminium durch die verringerten pH-Werte im Porenwasser einerseits und andererseits durch die hohen Konzentrationen an organischen Substanzen verursacht. Durch die hohen Konzentrationen an DOC im Porenwasser von Muldenberg kommt es zur Bindung des Aluminiums an organische Komplexe, welche bei pH-Werten von 5-6 am stärksten ist (SAGER 1986). Von BREZONIK et al. (1990) ist eine verstärkte Löslichkeit von Aluminium erst ab einem pH-Wert von 5,1 beschrieben worden, sodass der im Porenwasser von Muldenberg nachgewiesene pH-Wert von 6,5 höchstwahrscheinlich noch nicht für eine signifikante Auflösung von partikulärem Aluminium ausreicht. Allerdings war bei Einbezug aller untersuchten Talsperren sowohl beim Eisen als auch beim Aluminium eine signifikante negative Korrelation mit dem pH-Wert nachweisbar (Abb. 4.20)

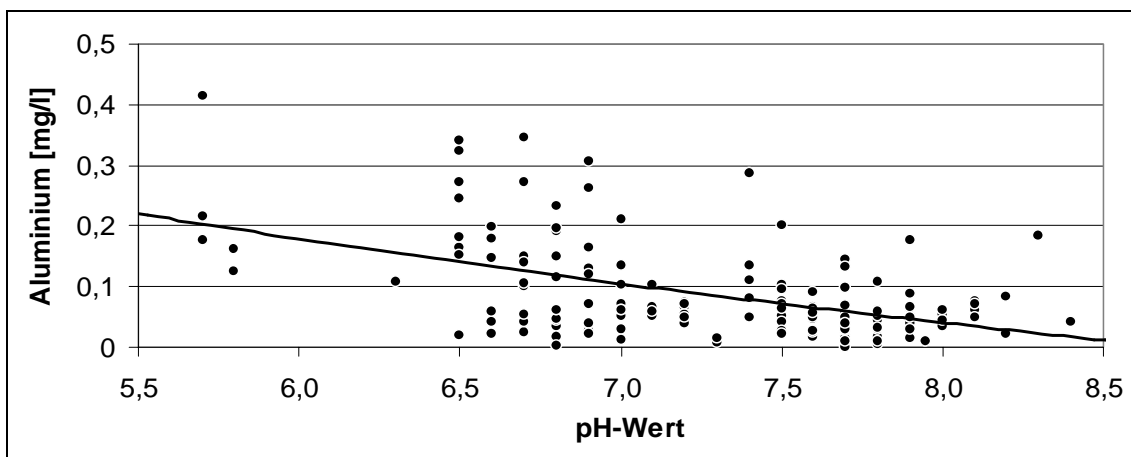


Abb. 4.20: Korrelation zwischen dem pH-Wert und der Aluminium-Konzentration im Porenwasser der untersuchten Talsperren ($r = 0,50$)

Der Kreislauf von Mangan in Gewässern ist ähnlich wie der des Eisens von Prozessen der oxidativen Ausfällung und reduktiven Auflösung bestimmt. Die Löslichkeit des Mangans wird wie die des Eisens vom Redoxpotential, dem pH-Wert und der Konzen-

tration komplexbildender Liganden bestimmt. Im Gegensatz zum Eisen spielt die Bindung an organische Substanzen und an Sulfid nur eine untergeordnete Rolle. Die Auflösung von oxidierten Manganverbindungen setzt bei einem höherem Redoxpotential ein als die Auflösung von Eisenverbindungen (z. B. NILSSON 1985).

Die Konzentration an Mangan war in der Talsperre Saidenbach sowohl im Sediment als auch im Porenwasser am höchsten, wobei die Konzentration im Porenwasser große saisonale Unterschiede aufwies. In den Sommermonaten waren hier die höchsten Konzentrationen messbar, was offenbar durch das starke Absinken des Redoxpotentials (bis ca. -270 mV) bedingt war. Da die Oxidation von gelöstem, reduziertem Mangan nur sehr langsam verläuft, kam es hier zu einer starken Akkumulation (WAITE et al. 1988).

Der größte Teil des in Sedimenten vorhandenen Mangans stammt aus dem Einzugsgebiet und korreliert mit dem Quotienten aus der Fläche des Einzugsgebietes und der Fläche des Gewässers (DILLON et al. 1988, URBAN et al. 1990). Auch in den untersuchten Talsperren konnte eine signifikante Korrelation zwischen der mittleren Mangan-Konzentration im Sediment und den Flächenquotienten nachgewiesen werden (Abb. 4.21). Allerdings zeigte sich die Abhängigkeit nur, wenn die Talsperre Neunzehnhain I nicht mitbetrachtet wurde, da hier die größere Talsperre Neunzehnhain II vorgeschaltet ist und als Sinkstoff-Falle fungiert. Dadurch wird die kleinere Talsperre Neunzehnhain I nicht von der gesamten Fläche des Einzugsgebietes beeinflusst.

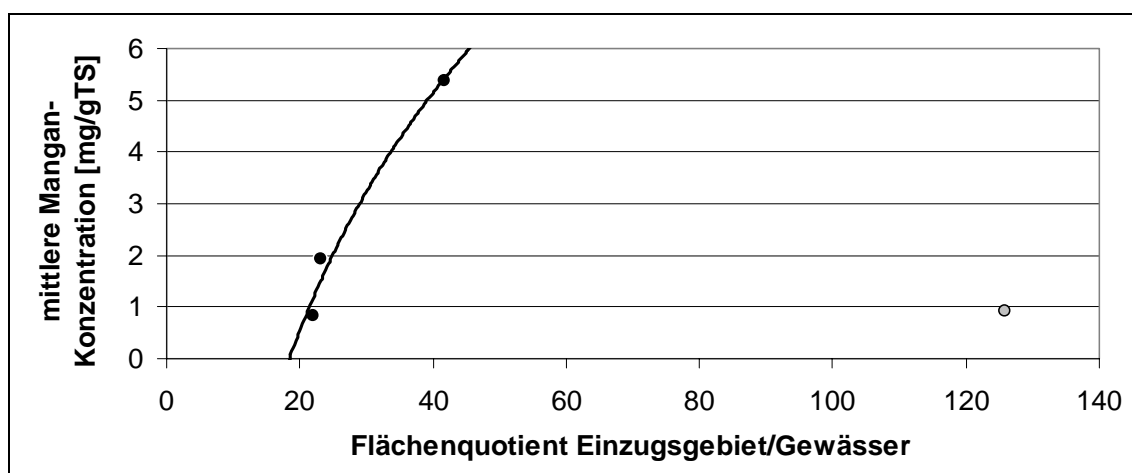


Abb. 4.21: Korrelation zwischen dem Quotienten Einzugsgebietsfläche/Gewässerfläche und der mittleren Mangan-Konzentration im Sediment ($r = 0,99$). Der graue Punkt markiert die Talsperre Neunzehnhain I, die schwarzen Punkte die anderen untersuchten Talsperren.

Das Metall Calcium wird einerseits aus Calcit-Mineralien und calciumhaltigen Gesteinen gelöst, andererseits kann es auch durch den Ionenaustausch mit Ammonium-Ionen aus Huminstoffen und beim Abbau von organischen Substanzen zur Freisetzung von gelöstem Calcium kommen (PSENNER & CATALAN 1994). Die Talsperre Quitzdorf zeichnet sich durch eine hohe Konzentration von Calcium im Sediment und im Porenwasser aus. Dies hängt einerseits mit dem höheren Ca-Gehalt im Zulauf, andererseits mit der biogenen Entkalkung infolge des starken CO₂-Entzugs durch das Phytoplankton zusammen.

Die Metalle Eisen und Aluminium weisen ein hohes P-Bindungspotential auf, wobei die Löslichkeit der Fe-P-Komplexe stark vom Redoxpotential abhängt. Im Gegensatz dazu ist die Stabilität der Bindung zwischen Aluminium und Phosphor redoxunabhängig und dementsprechend stabil. Aus der Literatur ist bekannt, dass das Sediment Phosphor nur dann dauerhaft binden kann, wenn das Verhältnis zwischen Metall und Phosphor einen bestimmten Wert überschreitet. Für Eisen sollte der molare Quotient größer als 15 sein (JENSEN et al. 1992), für Aluminium größer als 11 (RYDIN et al. 2000, KOPÁČEK et al. 2000).

Aus Abbildung 4.22 ist erkennbar, dass bei den Talsperren mit niedrigerem Trophiegrad (Neunzehnhain I, Muldenberg) die Al:P-Quotienten höher sind als die genannten Werte. Bei den Talsperren mit höherem Trophiegrad (Saidenbach, Quitzdorf) liegen die Quotienten eindeutig darunter. Die Fe:P-Quotienten liegen dagegen für alle untersuchten Talsperren, mit Ausnahme einiger Punkte der Talsperre Muldenberg, unterhalb der in der Literatur beschriebenen Werte. Daraus kann man schließen, dass vor allem der Aluminium-Gehalt bei den untersuchten Talsperren einen entscheidenden Einfluss auf die P-Bindungskapazität der Sedimente und damit auf die Trophie hat.

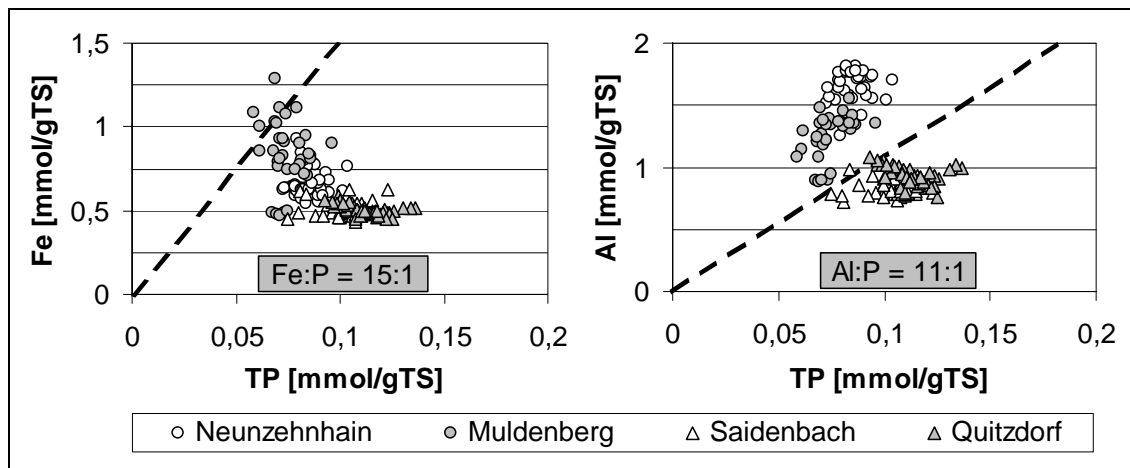


Abb. 4.22: molare Fe:P- und Al:P-Quotienten in den Sedimenten der untersuchten Talsperren. Die gestrichelte Linie entspricht den genannten molaren Quotienten.

In Abb. 4.23 ist der Zusammenhang zwischen den im Porenwasser der untersuchten Talsperren nachgewiesenen SRP-Konzentrationen und den molaren Fe:P- bzw. Al:P-Quotienten dargestellt. Es ist erkennbar, dass es bei beiden Metall:Phosphor-Quotienten unterhalb eines bestimmten Grenzwertes zu einer intensiven SRP-Freisetzung kommt.

Für die Al:P-Quotienten konnten die in der Literatur beschriebenen Werte von 11 bestätigt werden, bei den Fe:P-Quotienten hingegen lagen die kritischen Werte bei 6, waren also geringer als die Werte in der Literatur. Daraus lässt sich schließen, dass hinsichtlich der Al:P-Quotienten ein Grenzwert von 11 angenommen werden kann, unter dem das P-Bindungspotential der Sedimente signifikant abnimmt und es zu erhöhten SRP-Konzentrationen kommt. Da sich die kritischen Fe:P-Quotienten aus der Literatur ($\text{Fe:P} = 15$) und die in den Talsperren gemessenen kritischen Quotienten ($\text{Fe:P} = 6$) stark unterscheiden, müsste zur Validierung eines Grenzwertes für das Fe:P-Verhältnis noch eine repräsentative Anzahl von Gewässern mit unterschiedlichen trophischen Eigenschaften untersucht werden.

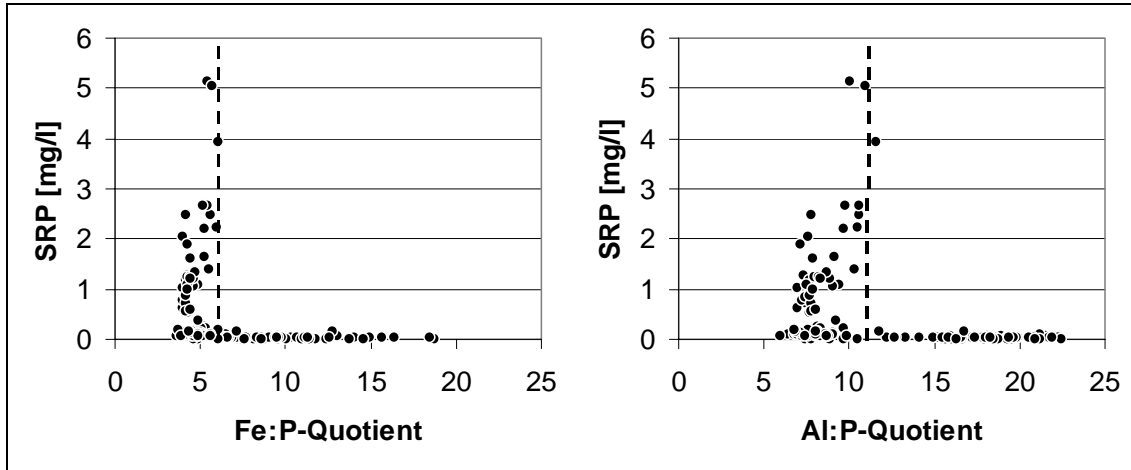


Abb. 4.23: Zusammenhang zwischen den SRP-Konzentrationen im Porenwasser und den molaren Metall:Phosphor-Quotienten im Sediment der untersuchten Talsperren

In den untersuchten Talsperren wird der Phosphor sowohl vom Eisen als auch vom Aluminium im Sediment gebunden. Stellt man die Quotienten aus SRP und Eisen bzw. SRP und Aluminium in Beziehung, so ist eine starke Korrelation zwischen beiden nachweisbar (siehe Abb. 4.24). Dies lässt erkennen, dass beide Metalle eine starke Affinität zum Phosphat im Porenwasser haben und somit die SRP-Freisetzungsrates stark beeinflussen.

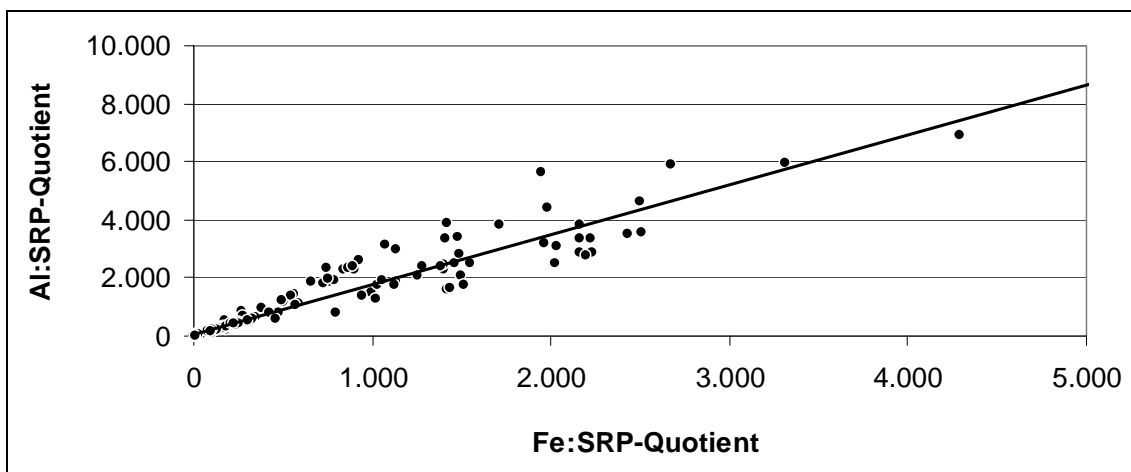


Abb. 4.24: Korrelation der Quotienten aus Aluminium (Trockensediment):SRP (Porenwasser) und Eisen (Trockensediment):SRP (Porenwasser) ($r=0,95$)

Die Metalle Eisen und Aluminium haben beide starken Einfluss auf die Bindungskapazität des Phosphors im Sediment und ergänzen sich folglich bei der Bildung von Metall-Phosphor-Komplexen und der Festlegung des Phosphors im Sediment. Aus dieser Tat-

sache kann man die Schlussfolgerung ziehen, dass mit einem Metall:Phosphor-Summenquotienten (MPS), welcher aus der Summe des Aluminium- und Eisen-Gehaltes und dem TP-Gehalt des Sediments berechnet wird, eine gute Einschätzung des Phosphor-Rückhaltepotentials von Sedimenten abgegeben werden kann.

Der molare Metall:Phosphor-Summenquotient (MPS) kann nach der folgenden Formel berechnet werden:

$$MPS = \frac{\left(\frac{C_{Fe}}{M_{Fe}} + \frac{C_{Al}}{M_{Al}} \right)}{\frac{C_P}{M_P}}$$

mit MPS : molarer Metall:Phosphor-Summenquotient (dimensionslos)

C_i : Konzentration des jeweiligen Elements (Fe, Al, P) (g/kgTS)

M_i : molare Masse des jeweiligen Elements (Fe, Al, P) (g/mol)

($M_{Fe} = 55,85$ g/mol; $M_{Al} = 26,98$ g/mol; $M_P = 30,97$ g/mol)

Für die untersuchten Talsperren ergab sich ein signifikanter Anstieg der SRP-Konzentrationen, wenn der MPS im Sediment geringer als 17 war (siehe Abb. 4.25). Daraus kann man schließen, dass die Sedimente bei einem $MPS < 17$ ein zu geringes P-Bindungsvermögen haben, um die Freisetzung von gelöstem Phosphat zu unterbinden. Folglich kann der MPS als Parameter zur trophischen Bewertung von Gewässersedimenten herangezogen werden.

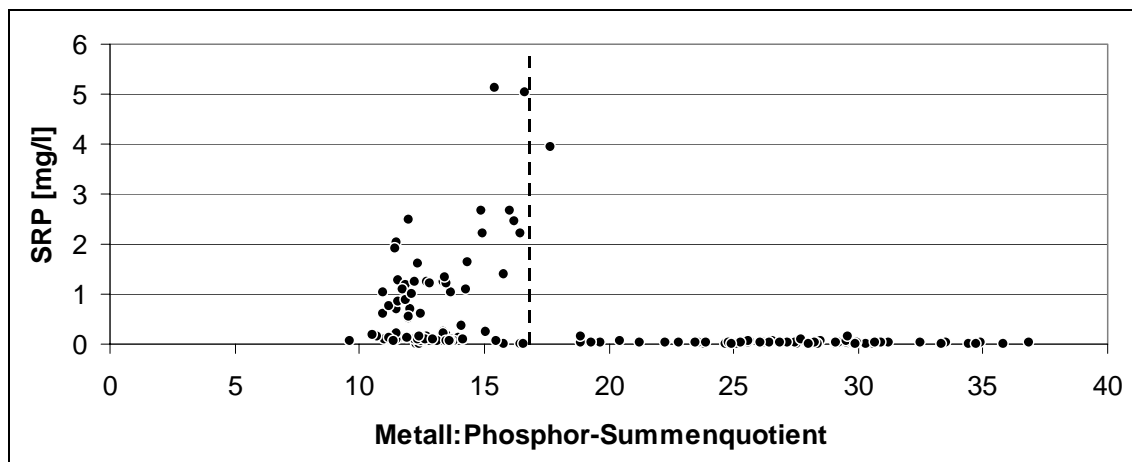


Abb. 4.25: Zusammenhang zwischen den SRP-Konzentrationen im Porenwasser und den molaren Metall:Phosphor-Summenquotienten (MPS) im Sediment

Betrachtet man die P-Fractionen in den Sedimenten, so zeigt sich, dass die reduktiv lösliche, an Eisen- und Manganoxide gebundene Fraktion in den Talsperren mit höherem Trophiegrad am größten und die an Aluminium gebundene Fraktion anteilmäßig relativ gering ist (siehe Abb. 4.26). Dies bestätigt die Annahme, dass die Fe/Mn-P-Fraktion einen großen Einfluss auf das P-Freisetzungspotential der Sedimente hat (z. B. BOSTRÖM et al. 1982, SØNDERGAARD 1989, PETTICREW et al. 2001).

Der Zusammenhang zwischen den P-Fractionen und den entsprechenden metallischen Bindungspartnern wird bei der relativ stabilen, an Aluminium gebundenen P-Fraktion besonders deutlich. So ist in der oligotrophen Talsperre Neunzehnhain I, in welcher der Aluminium-Gehalt im Sediment am höchsten ist, der Fe/Mn-P-Anteil sehr gering und ein großer Teil des Phosphors stabil an Aluminium gebunden. In den Talsperren Saldenbach und Quitzdorf, die geringere Aluminium-Konzentrationen im Sediment aufweisen, sind auch die Anteile der Al-P-Fraktion entsprechend kleiner.

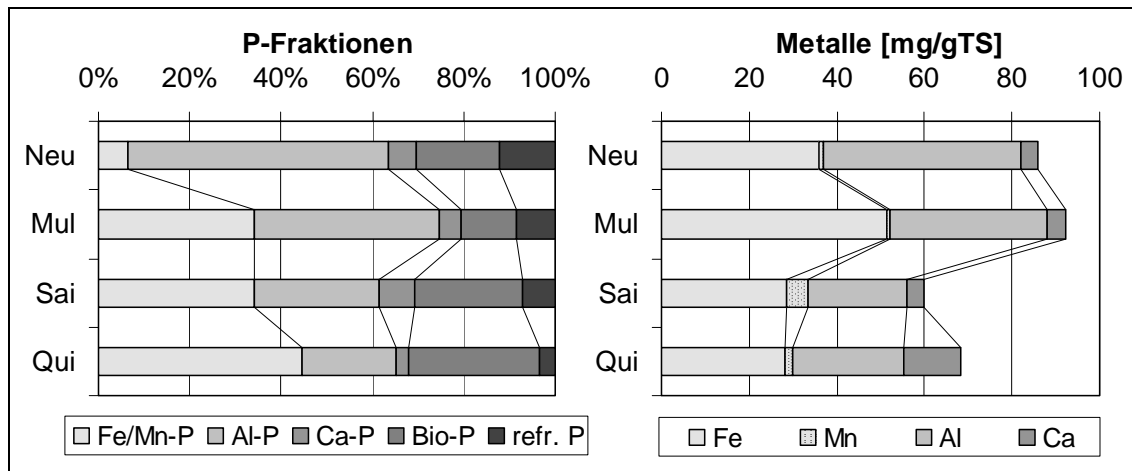


Abb. 4.26: P-Fractionen und Metall-Gehalte der obersten 5 cm der Sedimente der untersuchten Talsperren

Aus diesen Resultaten kann man schlussfolgern, dass bei der Abschätzung potentieller Trophieentwicklungen von Gewässern die Metall:Phosphor-Quotienten (Fe:P, Al:P) und die P-Fractionen der Sedimente bestimmt werden sollten, da zwischen diesen Parametern eindeutige Zusammenhänge gefunden wurden, welche großen Einfluss auf die interne Phosphorbelastung haben.

4.1.6 Mikrobiologische Parameter

4.1.6.1 Gesamtzellzahlen der Bakterien

Hinsichtlich der bakteriellen Gesamtzellzahlen im Sediment waren die Unterschiede zwischen den Talsperren relativ gering. Wie aus Abb. 4.27 erkennbar ist, waren die Werte in der Talsperre Neunzehnhain I am niedrigsten, gefolgt von den Talsperren Muldenberg und Quitzdorf. Die mesotrophe Talsperre Saidenbach zeigte in dieser Untersuchung die höchsten Werte. Alle Gesamtzellzahlen verringerten sich mit zunehmender Tiefe und zeigten keine signifikanten saisonalen Unterschiede.

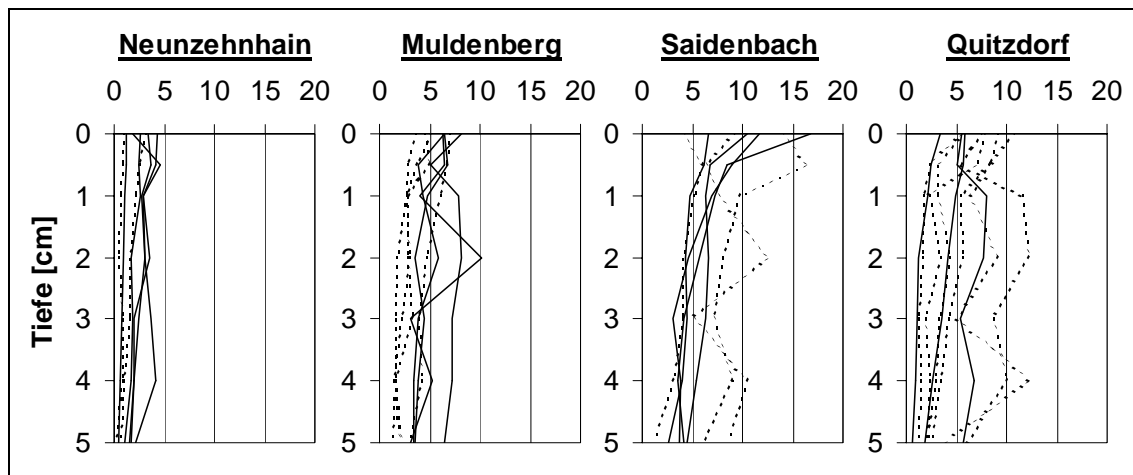


Abb. 4.27: Gesamtzellzahlen der Bakterien [10^7 Zellen/mgTS] im Sediment der untersuchten Talsperren (gepunktete Linien: Vollzirkulation, volle Linien: Sommermonate)

TORNBLOM & RYDIN (1998) haben in Laborexperimenten durch die Zugabe von Seston einen Anstieg der bakteriellen Biomasse im Sediment nachgewiesen und somit auf einen starken Zusammenhang zwischen Veränderungen im Wasserkörper und der mikrobiellen Aktivität und Abundanz im Sediment geschlossen. Bei den untersuchten Talsperren hingegen scheint die bakterielle Abundanz in den Sedimenten kaum von den Bedingungen im Wasserkörper und dem Eintrag von kohlenstoffhaltigem Detritus beeinflusst zu werden.

SCHALLENBERG & KALFF (1993) konnten für verschiedene Gewässer belegen, dass die Biomasse im Sediment nur sehr schwach mit trophierelevanten Parametern im Wasser-

körper wie z. B. der Konzentration von Chlorophyll a korreliert, da das sedimentierte organische Material des Sestons bei Erreichen des Sediments meist nur noch schlecht biologisch abbaubar ist. Der Eintrag von allochthonem organischem Material ist jedoch einer der wichtigsten Einflussfaktoren für die mikrobielle Zusammensetzung der Sedimente. Deshalb kann davon ausgegangen werden, dass die Zusammensetzung der mikrobiellen Sedimentbiozönose ein Abbild der geologischen, hydrologischen und mikrobiellen Bedingungen im Einzugsgebiet darstellt. Obwohl die unterschiedlichen Trophiezustände und Eigenschaften der Einzugsgebiete kaum einen Einfluss auf die Gesamtzahl an Bakterien haben, so konnten doch bezüglich der mikrobiellen Aktivität deutliche Unterschiede zwischen den untersuchten Talsperren nachgewiesen werden.

4.1.6.2 Enzymaktivitäten

Durch die Untersuchung von Enzymaktivitäten lassen sich Aussagen über die Nährstoffversorgung der mikrobiellen Sedimentbiozönose und über die Qualität und Verfügbarkeit der im Sediment vorhandenen Substrate treffen. Es wurden vier repräsentative Enzyme analysiert, um Aussagen über die Verteilungsmuster der Enzyme im Sediment der einzelnen Talsperren zu erhalten. Hierbei kamen Tests für die Enzyme Esterase, Phosphatase, beta-Glucosidase und Aminopeptidase zur Anwendung.

Die Analyse der Enzymaktivitäten ergab signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Probenahmeterminen (Kruskal-Wallis ANOVA $p < 0,01$; WOBUS et al. 2003), die sich jedoch nicht auf die jahreszeitlichen Gewässerzustände (Sommerstagnation, Herbstzirkulation) zurückführen ließen. Die Enzymaktivitäten zeigten allesamt sehr große Schwankungen. Wegen des unterschiedlichen Trockenmasse-Gehaltes der Sedimente der einzelnen Talsperren ergaben sich unterschiedliche Resultate beim Bezug der Enzymaktivitäten auf die Trockenmasse oder auf das Volumen.

Beim Vergleich der Enzymaktivitäten zwischen den Talsperren zeigten sich nur geringe Unterschiede zwischen den Talsperren Neunzehnhain I, Saidenbach und Quitzdorf, welche sich als nicht signifikant erwiesen ($p > 0,5$). Die allotrophe Talsperre Muldenberg hingegen wies bei den Aktivitäten der Esterase und Phosphatase starke Abweichungen gegenüber den anderen Talsperren mit autotrophem Charakter auf (siehe Abb. 4.28).

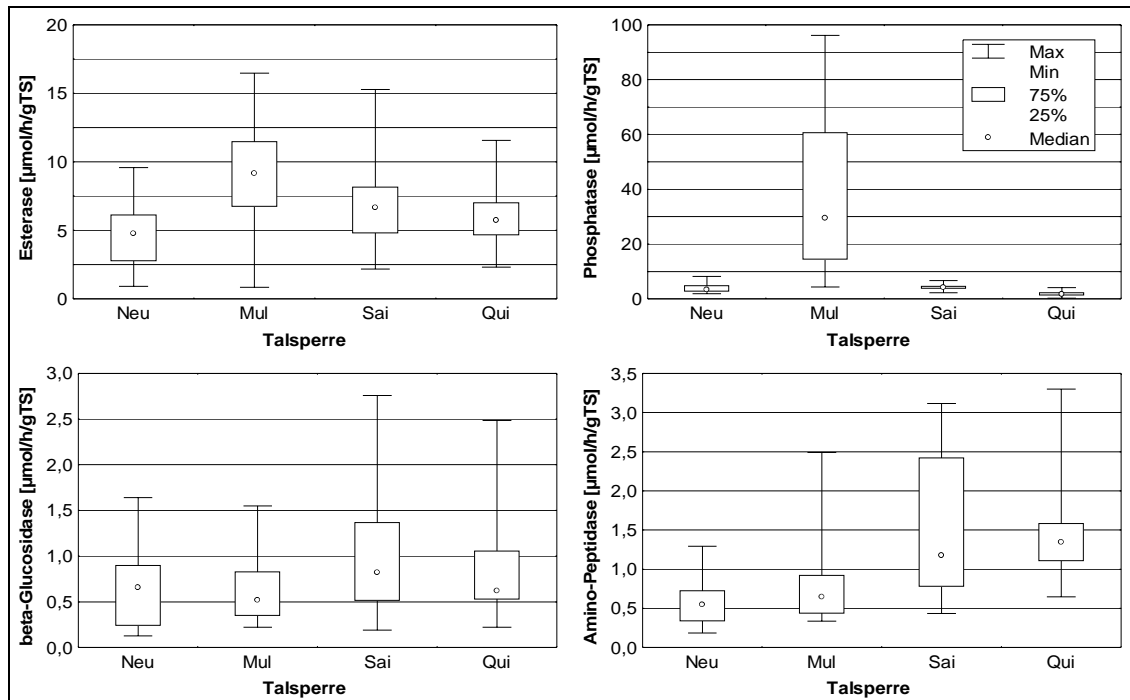


Abb. 4.28: Enzymaktivitäten im Sediment der untersuchten Talsperren (0 – 5 cm)

Phosphatasen katalysieren die Hydrolyse verschiedenster Phosphorverbindungen wie Phosphorsäureester und Poly-Phosphate und führen zur Freisetzung von gelöstem Phosphat. Dieses Enzym wird produziert, wenn gelöstes, bioverfügbares Phosphat im Wasser oder Sediment limitiert vorliegt, wogegen es bei hohen ortho-Phosphat-Konzentrationen zur Hemmung kommt (CHRÓST & OVERBECK 1987, SIUDA & CHRÓST 1987). Phosphatasen können also als Maß für die Verfügbarkeit des Sedimentphosphors gewertet werden bzw. Hinweise auf die Ernährungssituation der Sedimentbakterien geben (JANSSON et al. 1988, CHRÓST 1991, SALA et al. 2001).

Bei Betrachtung der Phosphatase-Aktivität zeigten sich die deutlichsten Unterschiede zwischen den untersuchten Talsperren und somit auch der größte Einfluss des Trophiegrades. Hier war ein deutlicher Anstieg bei den Talsperren mit geringerem Trophiegrad erkennbar. Vergleicht man die Phosphatasen der einzelnen Talsperren, so ist erkennbar, dass die Werte der polytrophen Talsperre Quitzdorf geringer als die der Talsperren Saidenbach und Neunzehnhain I waren. Die mittleren Aktivitäten in Quitzdorf betrugen ca. 1,7 µmol/h/gTS, wogegen sie in Saidenbach ca. 3,7 µmol/h/gTS und in Neunzehnhain I ca. 4,2 µmol/h/gTS erreichten (siehe Abb. 4.29).

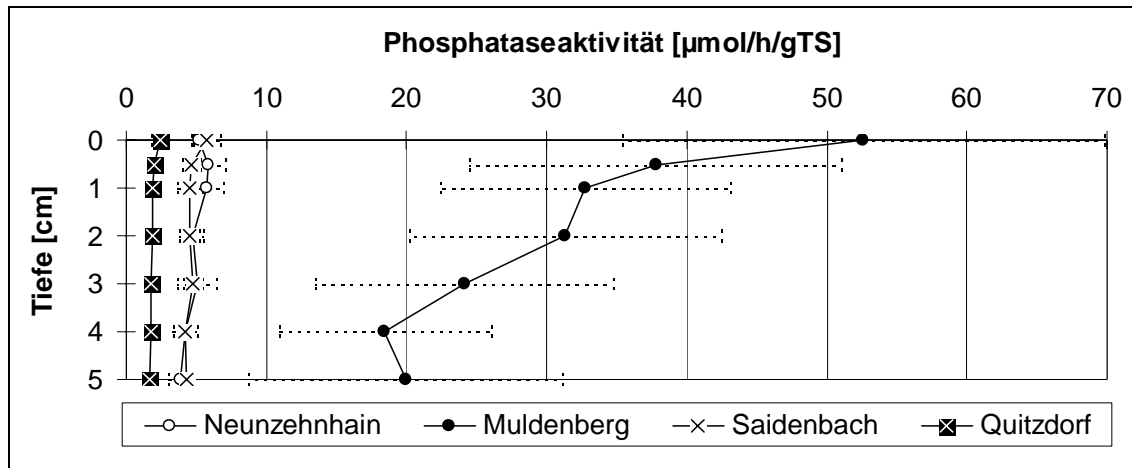


Abb. 4.29: Phosphatase-Aktivitäten im Sediment der untersuchten Talsperren

Die geringeren Phosphatase-Aktivitäten in der Talsperre Quitzdorf können auf den hohen ortho-Phosphat-Gehalt im Interstitialwasser zurückgeführt werden (SRP-Gehalt im Interstitialwasser bis 5,2 mg/l). Durch den Überschuss an Substrat (SRP) wird die Phosphatasebildung gehemmt. Außerdem wurden im Sediment der Talsperre Quitzdorf viele *Microcystis*-Zellen mit Poly-P-Granula nachgewiesen, sodass hier ein großer Vorrat an leicht verfügbaren Phosphorverbindungen vorlag. Die Phosphatase gilt als Indikator für die Verfügbarkeit von Phosphor. Da in den Talsperren mit geringerem Trophiegrad der Sedimentphosphor eine geringere biologische Verfügbarkeit aufweist und demzufolge auch die SRP-Konzentrationen geringer sind, ist es hier für die Mikroorganismen erforderlich, die Phosphatase-Aktivität zur Gewährleistung ihrer Nährstoffversorgung zu erhöhen. Dies erklärt die ansteigende Phosphatase-Aktivität mit sinkender Trophie.

Die Unterschiede zwischen den Talsperren Quitzdorf, Saidenbach und Neunzehnhain I sind jedoch relativ gering, wenn man die oligotrophe Talsperre Muldenberg in den Vergleich einbezieht. Hier überstiegen die Phosphatase-Aktivitäten die der anderen drei Talsperren um ein Vielfaches. Im Gegensatz zu den anderen untersuchten Talsperren war bei der Talsperre Muldenberg eine eindeutige Abnahme mit zunehmender Tiefe erkennbar (bei 0,5 cm Tiefe ca. 53 $\mu\text{mol/h/gTS}$ und bei 5 cm Tiefe ca. 20 $\mu\text{mol/h/gTS}$).

Die extrem hohe Aktivität der Phosphatase in der oligotrophen und dystrophen Talsperre Muldenberg scheint nicht nur von der geringen Verfügbarkeit des Sedimentphosphors hervorgerufen zu werden, sondern auch von der relativ hohen Konzentration an

Huminstoffen im Porenwasser. Diese Beobachtungen stimmen gut mit den Untersuchungen verschiedener Autoren überein, welche die Enzymaktivitäten in sauren, huminstoffreichen Seen untersucht haben (z. B. MÜNSTER et al. 1992, BITTL & BABENZIEN 1996, SALA et al. 2001). Außer durch Huminstoffe kann die Phosphatase-Aktivität auch durch hohe Konzentrationen an gelöstem Aluminium erhöht werden (JANSSON et al. 1988), wie sie im Porenwasser von Muldenberg nachweisbar waren (siehe Kap. 4.1.5).

Die Stimulierung der Phosphatase durch Huminstoffe ist von verschiedenen Autoren beschrieben worden (z. B. STEWART & WETZEL 1982, JONES et al. 1988, KIM & WETZEL 1993, SCHINNER & SONNLEITNER 1996). Durch Komplexierung der Phosphatasen mit den Huminstoffen kann es zur Stabilisierung der Enzyme gegenüber Umweltfaktoren wie pH-Wert, Temperatur oder UV-Bestrahlung kommen (LADD & BUTLER 1975, SKUJINŠ 1976, DUDLEY & CHURCHILL 1995, BOAVIDA & WETZEL 1998). Wenn ein Enzym im Komplex mit Huminstoffen vorliegt, befindet es sich in einem Ruhezustand, welcher durch Auflösung der Komplexe (z. B. durch Photolyse) wieder aufgehoben werden kann, wodurch es zur Reaktivierung kommt (WETZEL 1993).

Beim Vergleich der Phosphatase-Aktivitäten aller untersuchten Talsperren mit verschiedenen Sedimentparametern ergaben sich signifikante Zusammenhänge mit den Parametern Gesamtphosphor, pH-Wert und Glühverlust (siehe Abb. 4.30). Die Phosphatase war mit dem pH-Wert und dem Gesamtphosphor-Gehalt der Sedimente negativ korreliert, wogegen die Korrelation zwischen der Phosphatase und dem Glühverlust positiv war.

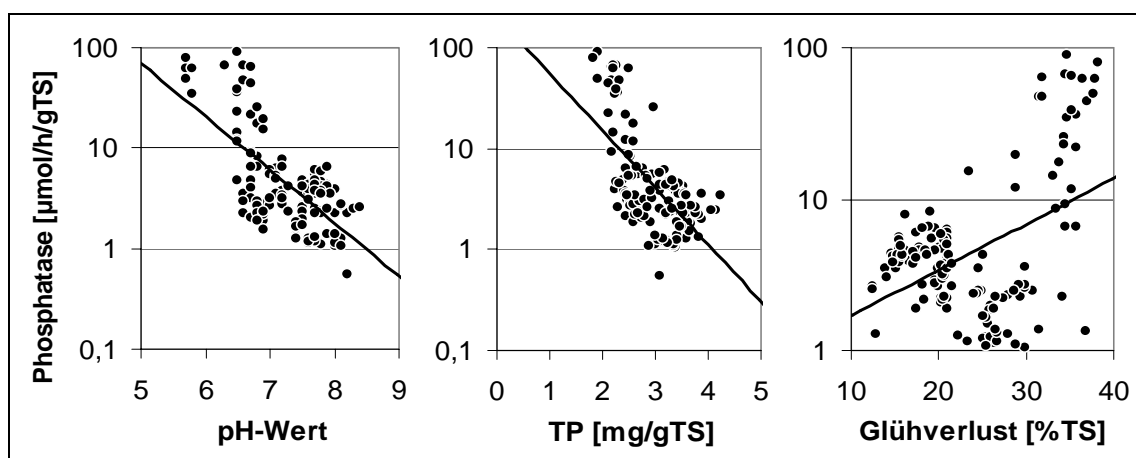


Abb. 4.30: Korrelation der Phosphatase-Aktivität mit dem pH-Wert ($r = -0,66$), dem TP-Gehalt ($r = -0,63$) und dem Glühverlust ($r = 0,45$)

Aus der Erhöhung der Phosphatase-Aktivität bei niedrigen pH-Werten kann man schließen, dass in den untersuchten Talsperrensedimenten neben den alkalischen auch die sauren Phosphatasen einen großen Einfluss haben. Da die höchsten Phosphatase-Aktivitäten in der Talsperre Muldenberg auftraten, wo auch die geringsten pH-Werte nachweisbar waren, müssen sich die Mikroorganismen an die niedrigen pH-Werte angepasst haben und die Fähigkeit besitzen, saure Phosphatasen zu produzieren. Diese Anpassung der Mikroorganismen, bei niedrigen pH-Werten die optimale Phosphatase-Aktivität zu erreichen, ist auch für Waldseen in Schweden beschrieben worden (OLSSON 1990).

Die negative Korrelation der Phosphatase mit dem Gesamtphosphor-Gehalt der Sedimente deutet darauf hin, dass die mikrobielle Aktivität bei erhöhtem Substratangebot gehemmt wird. Obwohl keine Korrelation mit der SRP-Konzentration nachweisbar war, so ist doch ein Einfluss der TP-Konzentration im Sediment erkennbar. Der direkte Zusammenhang der Phosphatase-Aktivität mit dem Glühverlust der Sedimente lässt darauf schließen, dass bei einem erhöhten organischen Gehalt auch der Anteil an Kohlenstoffquellen, die von den Mikroorganismen zum Abbau des partikulären Phosphors benötigt werden, vergrößert ist. Außerdem ist ein hoher organischer Gehalt ein Indikator für einen hohen Anteil an Biomasse, die zur Produktion und Aktivierung von Phosphatasen befähigt ist.

Die Messung der Aktivität der Esterasen erfolgte durch die enzymatische Hydrolyse von Fluoresceindiacetat (FDA). Dieses Enzym stellt einen Indikator für die allgemeine heterotrophe Abbauaktivität der Mikroorganismen dar, da das eingesetzte Substrat in gleichem Maße von extrazellulären Esterasen, Proteasen und Lipasen von Bakterien, Pilzen, Protozoen und Algen verarbeitet werden kann (OBST 1995). Beta-Glucosidasen katalysieren den Abbau von Cellulose und Glucose (BARMAN 1969). Sie sind relativ spezifisch und zeigen eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Hemmstoffen (OBST 1995). Aminopeptidasen werden von heterotrophen Bakterien gebildet und katalysieren die Spaltung von Peptiden, Proteinen und Aminosäuren (z. B. ROSSO & AZAM 1987, JACOBSEN & RAI 1988).

Die Esterase-Aktivität stieg mit sinkendem Trophiegrad an, wobei sich für die Talsperre Neunzehnhain I aufgrund des hohen Trockenmasse-Gehaltes der Sedimente die höchsten Werte nur bei der volumenbezogenen Esterase-Aktivität zeigten. Im Gegensatz dazu waren für die beta-Glucosidase und Aminopeptidase im Sediment der Talsperren mit höherem Trophiegrad größere Werte nachweisbar. Daraus lässt sich schließen, dass unterschiedliche Trophiegrade von Gewässern sich auf spezifische Verteilungsmuster der Enzymaktivitäten in den Sedimenten auswirken.

Es wird angenommen, dass extrazelluläre Enzymaktivitäten stark vom organischen Gehalt der Sedimente und von der polymeren Zusammensetzung des organischen Materials beeinflusst werden (BOSCHKER & CAPPENBERG 1998, MALLET & DEBROAS 2001). Außerdem sind die Enzymaktivitäten wichtige Indikatoren, welche die Reaktionen der mikrobiellen Biozönose auf Veränderungen der Nährstoffversorgung anzeigen (KARNER & RASSOULZADEGAN 1995).

Die Unterschiede zwischen den untersuchten Talsperren hinsichtlich der Verteilungsmuster der Enzymaktivitäten können höchstwahrscheinlich auch auf den unterschiedlichen Eintrag von partikulärem, organischem Material zurückgeführt werden. Die geringfügig höheren Aktivitäten der beta-Glucosidase und Aminopeptidase in den Sedimenten der meso- und polytrophen Talsperren Saidenbach und Quitzdorf deuten auf einen verstärkten Einfluss von sedimentierter Algenbiomasse hin, welche sich in Quitzdorf vor allem aus *Microcystis* und in Saidenbach aus Diatomeen zusammensetzt. Die geringe beta-Glucosidase-Aktivität in der Talsperre Muldenberg wird vermutlich durch den starken Eintrag von refraktärem allochthonem organischem Kohlenstoff verursacht.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Enzymaktivitäten für jedes Gewässer spezifische Verteilungsmuster aufwiesen, bei denen sich jedoch keine signifikante Abhängigkeit vom Trophiegrad zeigte. Nur für die Phosphatasen war ein Zusammenhang mit der Trophie erkennbar, welcher allerdings sehr stark durch nicht abwasserbürtige organische Substanzen (vor allem Huminstoffe) beeinflusst wird und dadurch nur bedingt für eine Trophiebewertung geeignet ist.

4.1.6.3 Sedimentatmung

Die mikrobielle Sedimentatmung ist ein Indikator für den benthischen Abbau organischer Verbindungen (z. B. PAMATMAT 1971) und kann somit Aufschluss über die allgemeine heterotrophe Abbauproduktivität der Mikroorganismen im Sediment geben. Sie wird stark von der Menge der Algenbiomasse beeinflusst, welche das Sediment erreicht und dort abgebaut wird. Daher kann die Sedimentatmung als Parameter herangezogen werden, der Aussagen über die trophische Situation eines Gewässers und lokale Einträge von organischen Verbindungen und Nährstoffen aus dem Einzugsgebiet zulässt.

Bei Betrachtung der mikrobiellen Atmungsaktivität ist ein eindeutiger Anstieg mit zunehmendem Trophiegrad erkennbar (siehe Abb. 4.31). So betrug die Sedimentatmung im Sediment der Talsperre Quitzdorf nach fünf Tagen etwa das 5,5fache der Sedimentatmung der Talsperre Neunzehnhain I, während die Atmungsaktivitäten in Muldenberg etwa doppelt und in Saidenbach dreimal so hoch wie in Neunzehnhain I waren.

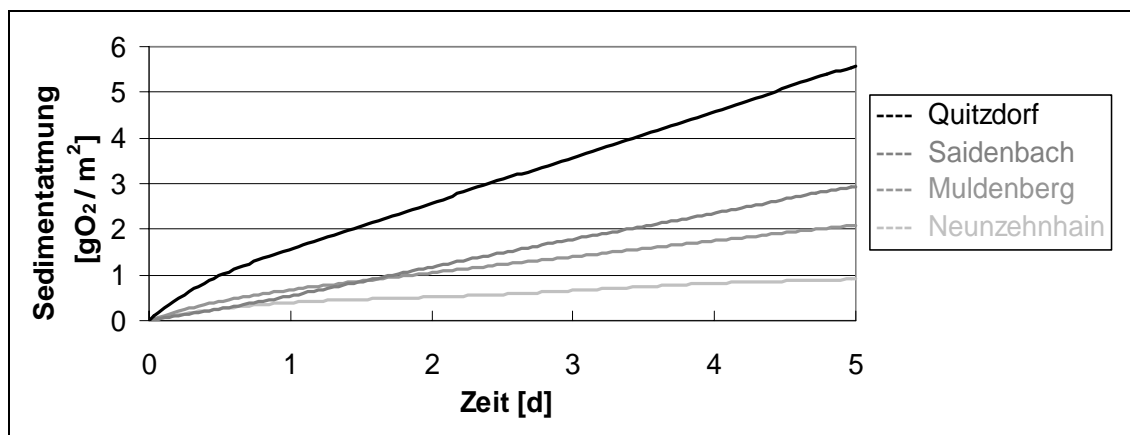


Abb. 4.31: mikrobielle Atmung im Sediment der untersuchten Talsperren

Die erhöhte Sedimentatmung bei den Talsperren mit erhöhtem Trophiegrad ist auf den verstärkten autochthonen organischen Eintrag zurückzuführen. So ist ein Anstieg der mikrobiellen Atmungsaktivität im Sediment sowohl nach dem Eintrag von Phytoplanktonbiomasse als auch nach dem Eintrag von Makrophytenbiomasse beschrieben worden (FINDLAY et al. 1986, TUOMINEN et al. 1996). Einen weiteren wichtigen Einflussfaktor für die mikrobielle Atmung stellt die Konzentration an gelöstem Phosphat dar. Durch Anreicherung mit gelöstem Phosphat konnte beispielsweise von RAMÍREZ et al. (2003)

ein signifikanter Anstieg der mikrobiellen Atmungsaktivität von Sedimenten nachgewiesen werden. Die extrem hohen SRP-Konzentrationen im Porenwasser von Quitzdorf könnten also auch eine Ursache für die hohen Atmungsaktivitäten in dieser Talsperre sein.

4.1.6.4 Denitrifikationspotential

Die Denitrifikation spielt in vielen aquatischen Systemen eine sehr große Rolle. Besonders in Sedimenten sind häufig optimale Bedingungen für Denitrifikanten vorhanden, welche zum größten Teil zu den fakultativ anaeroben Mikroorganismen gehören. Die Denitrifikation ist ein anaerober Prozess, der bei niedrigen Sauerstoff-Konzentrationen induziert und bei hohen Sauerstoff-Konzentrationen gehemmt wird. Die Akkumulation von organischem Material, bei dessen Abbau Nitrat und Elektronendonatoren freigesetzt werden, und die Diffusion von Nitrat aus der Wassersäule in die Sedimente stellen optimale Voraussetzungen für die Denitrifikation dar (SEITZINGER 1990). Durch die Reduktion von Nitrat und Nitrit zu molekularem, gasförmigem Stickstoff, welcher aus dem Wasserkörper in die Atmosphäre ausgast, kann die Denitrifikation ein wichtiger Prozess zur Oligotrophierung von stickstoffbelasteten Gewässern sein (KNOWLES 1982). Auch für phosphorlimitierte Gewässer ist die Denitrifikation von großer Bedeutung, da Nitrat als Elektronenakzeptor fungiert und die SRP-Freisetzung aus dem Sediment verringert.

Die potentielle Denitrifikationsrate der untersuchten Talsperren zeigte einen eindeutigen Anstieg mit zunehmendem Trophiegrad (siehe Abb. 4.32), wobei die Werte im Sediment der Talsperre Quitzdorf im Vergleich zu den anderen Talsperren besonders stark erhöht waren. Dies deutet auf ein sehr hohes anaerobes Abbaupotential der Mikroorganismen im Sediment von Quitzdorf hin. Die Talsperre Quitzdorf war auch das einzige Gewässer, in dem das Denitrifikationspotential mit zunehmender Sedimenttiefe einen starken Anstieg aufwies. Die Denitrifikationsraten in den oligotrophen Talsperren Neunzehnhain I und Muldenberg verminderten sich mit ansteigender Sedimenttiefe.

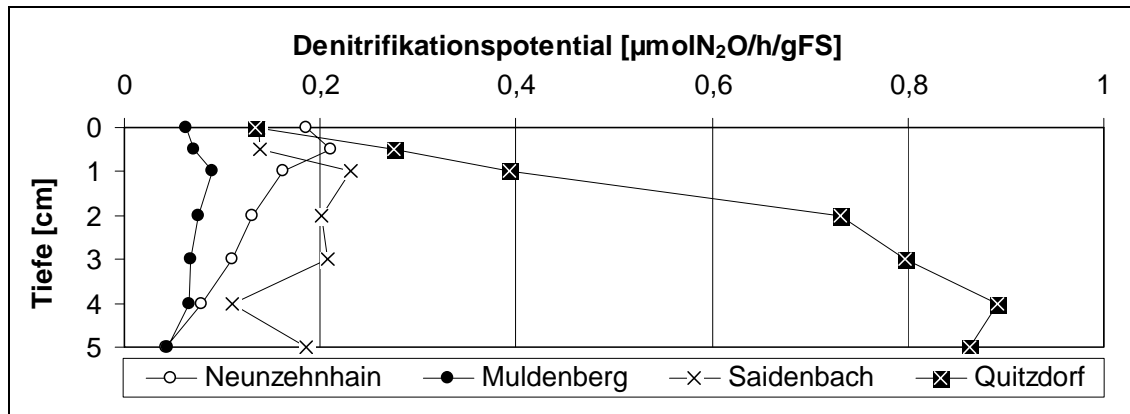


Abb. 4.32: Denitrifikationspotential im Sediment der untersuchten Talsperren

Die Denitrifikation in Gewässersedimenten wird von vielen verschiedenen Komponenten beeinflusst. So sind beispielsweise positive Zusammenhänge mit dem organischen Gehalt (z. B. SEITZINGER 1988, VAN LUIJN et al. 1999) und der Wassertemperatur (z. B. MESSER & BREZONIK 1983) und negative Zusammenhänge mit der Wassertiefe (z. B. SAUNDERS & KALFF 2001) und dem Redoxpotential (VAN KESSEL 1977) im Sediment beschrieben worden. Die Steigerung des Denitrifikationspotentials mit der Trophie ist vermutlich dadurch erklärbar, dass in den Talsperren mit höherer Trophie geringere Redoxpotentiale nachgewiesen werden konnten und somit die Bedingungen für die Denitrifikanten optimal waren. Dies erklärt auch den starken Anstieg des Denitrifikationspotentials mit zunehmender Sedimenttiefe in der Talsperre Quitzdorf. Der organische Gehalt der Sedimente, welcher als Glühverlust bestimmt wurde, hat bei den untersuchten Sedimenten keinen Einfluss auf das Denitrifikationspotential. Allerdings könnte der verstärkte autochthone organische Eintrag durch die Algenbiomasse in den Talsperren mit höherem Trophiegrad auch zu Stimulierung der Denitrifikationsrate führen.

Die extreme Steigerung der Aktivität der Denitrifikanten in der Talsperre Quitzdorf lässt erkennen, dass sich der Trophiegrad eines Gewässers auf das reduktive Potential der Sedimente auswirkt und somit auch starken Einfluss auf die Freisetzung redoxsensitiver Stoffe wie z. B. Phosphat und Eisen hat. Genau wie das Denitrifikationspotential zeigte auch die mikrobielle Sedimentatmung einen Anstieg mit zunehmendem Trophiegrad und stark erhöhte Werte in der Talsperre Quitzdorf. Auch von anderen Autoren konnten signifikante Zusammenhänge zwischen der Denitrifikationsrate und der mikrobiellen Sedimentatmung festgestellt werden (SEITZINGER 1994). Diese beiden Methoden

zur Bestimmung reduktiver mikrobieller Aktivitäten in Sedimenten sind somit gut vergleichbar und können wichtige Hinweise auf potentielle Entwicklungstendenzen von Gewässersedimenten geben.

4.1.7 Zusammenfassende Darstellung der Abhängigkeiten zwischen den Parametern im Sediment und im Porenwasser

Die zusammenfassende Betrachtung der Porenwasserparameter mittels einer Cluster-Analyse bestätigt die bereits beschriebenen Zusammenhänge (siehe Abb. 4.33). Besonders die Gruppe, in welcher die SRP-Konzentration enthalten ist, bildet eine gute Grundlage zur Erstellung von Bewertungskriterien für eine Trophieeinstufung. Es zeigte sich, dass die SRP-Konzentration mit der Alkalinität, der Leitfähigkeit und der Konzentration an Ammonium und Sulfid verbunden ist. Somit sind diese Parameter besonders gut für eine Trophiebewertung geeignet.

Die Leitfähigkeit stellt allerdings einen sehr allgemeinen Parameter dar, der von einer Vielzahl von Faktoren abhängt, welche nicht unbedingt Einfluss auf die Trophie haben müssen. Er ist deshalb nur als ergänzender Zusatzparameter geeignet. Obwohl die Konzentration des Sulfids eine Gruppe mit der SRP-Konzentration bildet, so ist doch beim Vergleich der Sulfid-Konzentration zwischen den Talsperren gemäß Abb. 4.9 ersichtlich, dass zwar die oligotrophe Talsperre Neunzehnhain I die geringsten und die polytrophe Talsperre Quitzdorf die höchsten Gehalte an Sulfid aufwiesen, die Sulfid-Konzentrationen der mesotrophen Talsperre Saidenbach jedoch geringer waren als die der oligotrophen und dystrophen Talsperre Muldenberg. Höchstwahrscheinlich muss also bei einer Trophiebewertung hinsichtlich der Sulfid-Konzentrationen der Sedimente zwischen dystrophen und nicht-dystrophen Gewässern unterschieden werden.

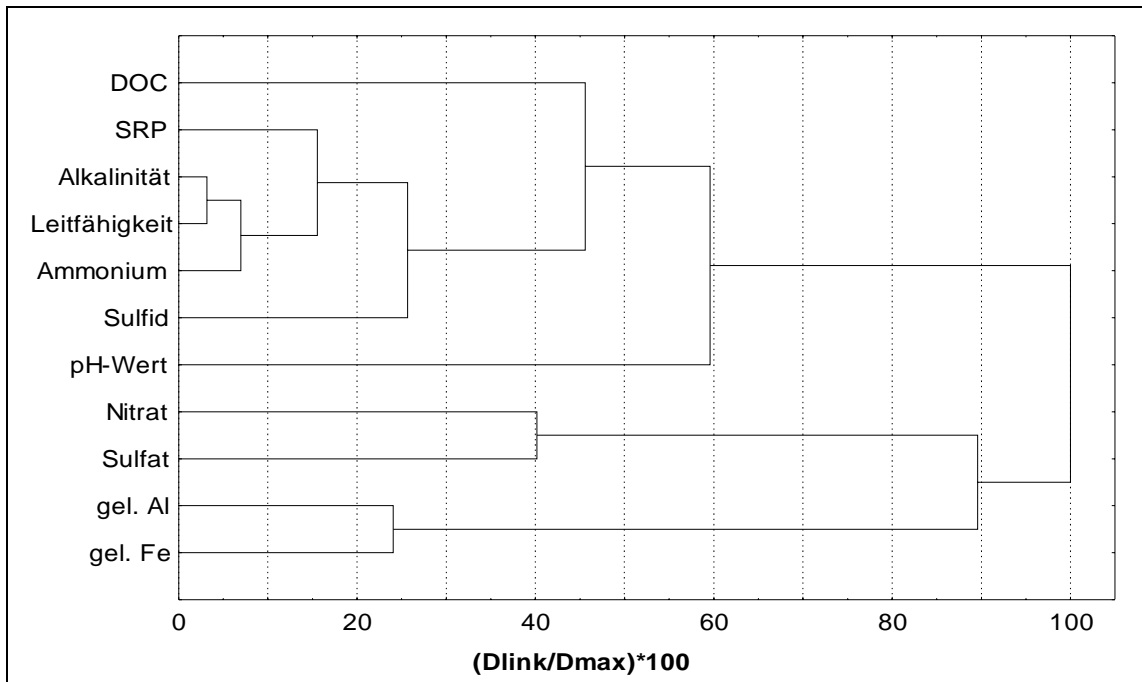


Abb. 4.33: Cluster-Analyse verschiedener Parameter im Porenwasser der untersuchten Talsperren (complete linkage, Distanzmaß: Pearson r)

Weitere Cluster, welche im Porenwasser der Untersuchungsgewässer gefunden werden konnten, waren das Cluster der Elektronenakzeptoren (Nitrat und Sulfat) und das Cluster der gelösten Metalle (Aluminium und Eisen), welche aufgrund ihres Abbau- bzw. Löslichkeitsverhaltens ähnliche Konzentrationsprofile aufwiesen. Im Gegensatz dazu waren die DOC-Konzentration und der pH-Wert keiner Gruppe eindeutig zugehörig, was vermutlich damit zusammenhängt, dass es sich bei der Talsperre Muldenberg im Gegensatz zu den anderen untersuchten Talsperren um ein dystrophes und versauertes Gewässer handelt und sie dadurch einen anderen Charakter aufweist.

4.2 Bewertungsansatz für Sedimente in Anlehnung an die LAWA-Richtlinie zur Gewässerbewertung

Die Untersuchungen an den Sedimenten der vier Talsperren haben gezeigt, dass einige Parameter im Porenwasser und im Sediment signifikante Zusammenhänge mit dem Trophiegrad erkennen lassen. Besonders die Porenwasser-Konzentration des gelösten Phosphats (SRP) und des Ammoniums, die Alkalinität sowie die Fe:P- und Al:P-Quo-

tienten (bzw. der Metall:Phosphor-Summenquotient MPS) und Anteile der P-Fraktionen im Sediment wiesen klare Bezüge zur Trophie auf.

Da die Bestimmung der P-Fraktionen (nach PSENNER et al. 1984) ein relativ zeitaufwendiges Messverfahren darstellt, welches nahezu eine Woche in Anspruch nimmt, wäre es für eine Routineuntersuchung von Sedimenten nicht anwendbar. Die anderen erwähnten Parameter hingegen sind sehr gut zur Bewertung der Trophie und zur Abschätzung von Entwicklungstendenzen geeignet.

Die Parameter SRP, Ammonium, Alkalinität und MPS entsprechen den in Kap. 1.3 genannten Kriterien für Parameter zur Bewertung von Gewässern. Alle Parameter sind mit relativ geringem Aufwand zu bestimmen. Der größte Aufwand liegt vermutlich in der Gewinnung der Sedimente und des Porenwassers, wobei man sich hierbei auf die tiefste Stelle des Gewässers beschränken könnte. Die Parameter sind einerseits ein Ausdruck für die mikrobielle Abbauaktivität (Ammonium, Alkalinität), welche wiederum oftmals reduktive Verhältnisse im Sediment schafft und die Freisetzung von Phosphat (SRP) verstärkt. Andererseits ist SRP als einer der wichtigsten Algennährstoffe direkter Verursacher von trophischen Veränderungen in einem Gewässer und hat somit sehr großen Einfluss auf die Trophieparameter des Wasserkörpers (Chlorophyll a, Sichttiefe).

Da die beschriebenen Porenwasser-Parameter in den sommerlichen Stagnationsperioden besonders hohe Werte zeigen und dadurch auch die Freisetzungsraten in dieser Zeit am höchsten sind, sollte die Bewertung hinsichtlich des Einflusses auf die Trophie vor allem während der Sommerstagnation gemessen werden. Die Werte der Metall:Phosphor-Quotienten (Al:P, Fe:P, MPS) sind hingegen relativ konstant und können somit während des gesamten Jahresverlaufes ermittelt werden. Der Metall:Phosphor-Quotient ist ein entscheidender Faktor zur Beurteilung des P-Rückhaltepotentials der Sedimente und dadurch besonders für die Abschätzung von Entwicklungstendenzen der Gewässertrophie geeignet.

Die Metall:Phosphor-Quotienten zeigen im Gegensatz zu den Parametern im Porenwasser keine kontinuierliche Veränderung mit der Trophie, sondern stellen eine Grenze dar, bei deren Unterschreitung eine höhere bzw. bei deren Überschreitung eine geringere

Trophie vermutet werden kann. Bei den untersuchten Talsperren zeigte es sich, dass ein signifikanter Anstieg der SRP-Konzentration im Porenwasser einsetzte, wenn ein Grenz-Quotient unterschritten wurde. Für die untersuchten Talsperren betrug der molare Quotient für Eisen (Fe:P) etwa 6, für Aluminium (Al:P) etwa 11. Diese beiden Quotienten lassen sich zusammenfassen zu einem Summenquotienten (MPS), in dem die Metalle, welche die P-Freisetzung beeinflussen, gemeinsam betrachtet werden. Der MPS betrug somit etwa 17. Für die Al:P-Quotienten konnten die Literaturwerte bestätigt werden, welche zu einer P-Festsetzung im Sediment führen. Für die Fe:P-Quotienten gab es einige Diskrepanzen zwischen den ermittelten Werten und den Literaturdaten (siehe Kap. 4.1.5). Deshalb ist es notwendig, zukünftig noch eine repräsentative Zahl verschiedener Gewässersedimente hinsichtlich der Fe:P-Quotienten und deren Grenzwerte für eine signifikante P-Freisetzung bzw. -Fixierung zu untersuchen.

Auch für die oben genannten Porenwasser-Parameter, welche für eine Gewässerbewertung in Frage kämen, ist die Untersuchung weiterer Gewässer erforderlich, um diese Parameter in ein Bewertungssystem aufnehmen zu können. Hierbei müsste eine repräsentativer Querschnitt von Gewässern mit einem breiten Spektrum von trophischen Bedingungen einbezogen werden. Die trophierelevanten Porenwasser-Parameter müssten nach eingehender Untersuchung in ein Index-System eingeordnet werden, welches entsprechend der LAWA-Richtlinie zur Gewässerbewertung die Trophiestufen oligotroph, mesotroph, eutroph, polytroph und hypertroph enthält. Außerdem könnten aufgrund der Sedimentuntersuchungen unter Einbeziehung von morphometrischen Kenngrößen Aussagen über mögliche Entwicklungstrends eines Gewässers getroffen werden, welche ergänzend in das Bewertungssystem eingehen könnten.

In Tabelle 4.2 ist ein vorläufiges Trophiesystem aufgeführt, welches auf der Trophieeinstufung nach der Richtlinie der LAWA basiert. Alle darin enthaltenen trophierelevanten Parameter und Grenzen zwischen den einzelnen Trophiezuständen gehen zurück auf die Ergebnisse aus den Untersuchungen der Talsperren. Da im Untersuchungsprogramm kein eutrophes Gewässer enthalten war, wurde hierfür zwischen den Werten für mesotroph und polytroph intrapoliert. Der Trophiezustand hypertroph kommt unter mitteleuropäischen Klimabedingungen nicht vor und wurde somit als unterste und offene Grenze der Gewässerqualität betrachtet.

Obwohl die Sedimentschicht, die am vertikalen Austausch des Porenwassers mit dem Wasserkörper beteiligt ist, je nach Tiefe und Horizontabschirmung des Gewässers eine unterschiedliche Mächtigkeit aufweist, so kann doch davon ausgegangen werden, dass in den allermeisten Fällen die Schicht der obersten 5 cm des Sediments an den Austauschprozessen beteiligt und somit als Bewertungsobjekt gut geeignet ist. Um die Bewertung und Trophieeinstufung stärker abzusichern, sollten die Werte jeweils als „worst case“, also als maximale Porenwasserkonzentration bzw. minimaler Metall:Phosphor-Quotient der obersten 5 cm-Sedimentschicht, festgehalten werden.

Tab. 4.2: vorläufiges Bewertungssystem für die trophierelevanten Parameter des Porenwassers und des Trockensediments (ausgehend von den untersuchten Talsperren)

	oligotroph	mesotroph	eutroph	polytroph	hypertroph
1. Mittelwerte während der Vegetationsperiode (Maximum der obersten 5 cm des Porenwassers, Schrittweite 1 cm):					
SRP [mg/l]	< 0,10	0,10 – 0,25	0,25 – 1,00	1,00 – 2,50	> 2,50
NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	< 3,00	3,00 – 5,00	5,00 – 10,0	10,0 – 18,0	> 18,0
Alkalinität [mmol/l]	< 1,00	1,00 – 3,00	3,00 – 5,00	5,00 – 7,00	> 7,00
2. jahreszeitlich unabhängige Parameter (Minimum der obersten 5 cm des Trockensediments, Schrittweite 1 cm):					
mol. Al:P-Quotient	> 11	> 11	< 11	< 11	< 11
mol. Fe:P-Quotient	> 6	> 6	< 6	< 6	< 6
Summenquotient (MPS)	> 17	> 17	< 17	< 17	< 17

4.3 Der Einfluss der Sedimente auf die Trophie am Beispiel der polytrophen Talsperre Quitzdorf

4.3.1 Massenwachstum von *Microcystis*

Microcystis ist ein Cyanobakterium, welches bei hohen Temperaturen und bei ausreichender Nährstoff-Versorgung eine massive Abundanzsteigerung erfährt. Bei Massentwicklungen von *Microcystis* in einem Gewässer entstehen bläulich-grüne Schlämme, die an der Wasseroberfläche schwimmen. Diese Massen von *Microcystis*-Kolonien sind besonders in solchen Gewässern problematisch, die der Trinkwassergewinnung oder als

Erholungs- und Badegewässer dienen, wie es bei der Brauchwassertalsperre Quitzdorf der Fall ist. Beispielsweise bringen Massenentwicklungen von *Microcystis* sowohl ästhetische Probleme wie Geruchsbelästigungen und Veränderungen der Wasserfarbe als auch hygienische Probleme wie die Produktion von Allergenen und Toxinen mit sich. Neben *Microcystis* kann die problembehaftete Schlamm- bzw. Schaumbildung an der Wasseroberfläche von Gewässern auch noch von anderen Cyanobakterien wie z. B. *Anabaena* und *Aphanizomenon* hervorgerufen werden.

Trotz der Abnahme der externen P-Last der Talsperre Quitzdorf durch die Inbetriebnahme einer Kläranlage im Einzugsgebiet trat in den Sommermonaten ein extrem starkes Wachstum von *Microcystis* auf, was neben dem Erosionseintrag aus Landwirtschaftsflächen vor allem durch die hohe Nährstoff-Freisetzung aus dem Sediment der Talsperre hervorgerufen wird. Auch im Sediment von Quitzdorf konnten einerseits mittels Epifluoreszenzmikroskopie viele *Microcystis*-Kolonien gefunden werden, und andererseits wurden mittels Analyse der aus dem Sediment isolierten 16S rDNA viele *Microcystis*-Sequenzen nachgewiesen (WOBUS et al. 2003). Während der Sommermonate war im Sediment ein Anstieg der *Microcystis*-Zellzahl im obersten Sedimentzentimeter zu verzeichnen. So betrug das Biovolumen von *Microcystis* im obersten Zentimeter des Sediments im August 2001 ca. 88 mm³/l, wogegen es im Oktober 2001 nur ca. 23 mm³/l und im Februar 2001 sogar nur etwa 7 mm³/l betrug.

Der sommerliche Anstieg der *Microcystis*-Abundanz im obersten Sedimentzentimeter ist durch die hohe Anzahl an *Microcystis*-Kolonien im Wasserkörper und eine verstärkte Sedimentation während dieser Zeit erklärbar. Im Jahresverlauf zeigten die *Microcystis*-Zellen einen deutlichen Abfall der mittleren Zelldurchmesser. So wiesen im Februar 2001 90 % der Zellen einen Durchmesser von 7 µm auf, während das Maximum der Größenverteilung im August 2001 bei einem Zelldurchmesser von 5 µm (60 % der Zellen) und im Oktober 2001 nur noch bei einem Durchmesser von 3 µm (80 % der Zellen) lag. Daraus kann man schließen, dass während der Wintermonate die kleineren *Microcystis*-Zellen ($d < 7 \mu\text{m}$) von Bakterien zersetzt werden, wodurch sich das Größenspektrum zu den größeren Zellen verschiebt.

In den *Microcystis*-Zellen war ein P-Gehalt von ca. 5 mg/(gTS *Microcystis*) nachweisbar, der in einem für Cyanobakterien typischen Konzentrationsbereich liegt. Durch den Biomassezuwachs im August stieg der Anteil des in den *Microcystis*-Zellen gespeicherten Phosphors am Sediment-Gesamtphosphor von ca. 4 % im Frühjahr und im Herbst auf etwa 19 % im Sommer an. Dies zeigt, dass der größte Teil des biologisch gebundenen Phosphors, der in der NaOH-NRP-Fraktion nachgewiesen wurde, in den Sommermonaten durch die P-Speicherung von *Microcystis* bedingt war, während im weiteren Jahresverlauf vor allem andere Sedimentbakterien für die relativ hohen Gehalte an biologisch gebundenem Phosphor in dieser Talsperre verantwortlich sind.

Viele der *Microcystis*-Zellen in den Sedimentproben waren reich an Polyphosphat-Granula, welche durch die DAPI-Färbung gelb angefärbt wurden (siehe Abb. 4.34). Das Polyphosphat, welches in den *Microcystis*-Zellen gefunden wurde, hat neben der Funktion als Nährstoffspeicher für das Koloniewachstum während der Sommermonate vermutlich eine große Bedeutung als Nährstoffreserve für *Microcystis* während der Wintermonate, da auch in diesem Zeitraum erhebliche Mengen von *Microcystis* im Sediment gefunden wurden. Das Überleben von *Microcystis* in den Sedimenten während der Wintermonate ist von verschiedenen Autoren nachgewiesen worden (z. B. IMAMURA et al. 1981; TAKAMURA et al. 1984; BOSTRÖM et al. 1989).

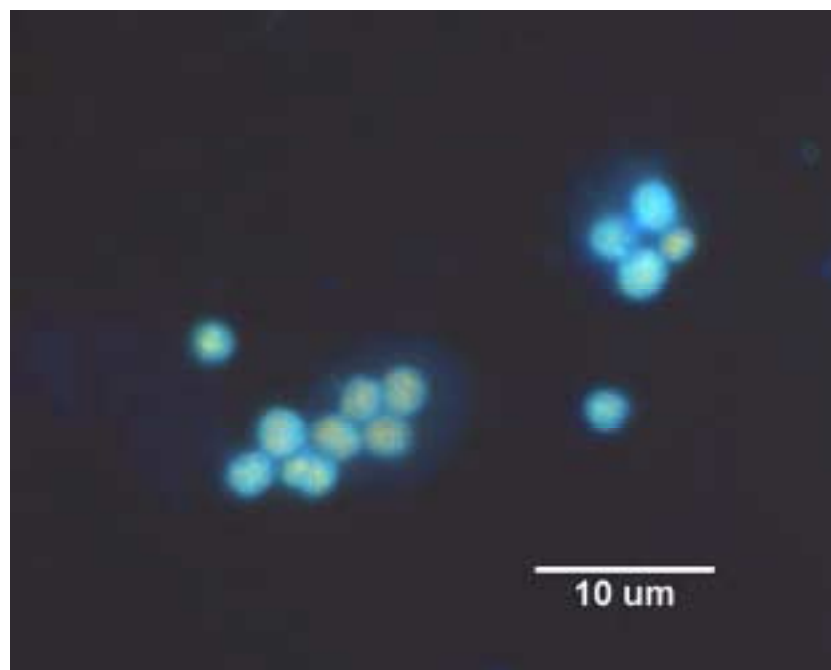


Abb. 4.34: *Microcystis*-Zellen (blau) mit Polyphosphat-Granula (gelb) im Sediment der Talsperre Quitzdorf (angefärbt mit DAPI)

Der Stoffwechsel von *Microcystis* kann nach der Überwinterung durch geringe Sauerstoff- und hohe DOC-Konzentrationen an der Kontaktschicht zwischen Sediment und Wasser aktiviert werden (STARMACH 1974). Außerdem ist nach MIERSCH (1997) zum Aufbau einer *Microcystis*-Startpopulation neben einer Tiefenwassertemperatur von mindestens 12 °C ebenso ein ausreichendes Lichtangebot bis zur Sedimentoberfläche erforderlich. Dadurch beginnt der Aufbau von Gasvesikeln in den Zellen und der Abbau des zellinternen Kohlenstoffs, was zum Flotationsaufstieg der stoffwechselaktiven, überwinterten *Microcystis*-Zellen aus dem Sediment führt (z. B. TAKAMURA et al. 1984; BOSTRÖM et al. 1989). Eine massive Sedimentation von *Microcystis*-Kolonien setzt ein, wenn die Wassertemperatur unter 15 °C absinkt (MIERSCH 1997).

In der Untersuchungsperiode 2000/2001 war eine starke reziproke Beziehung zwischen dem N:P-Verhältnis im Wasserkörper und der Abundanz von *Microcystis* erkennbar. Aus der Literatur ist bekannt, dass Cyanobakterien häufig andere Phytoplankter verdrängen können, wenn das molare N:P-Verhältnis im Wasserkörper unter 10 fällt (BULGAKOV & LEVICH 1999). Für *Microcystis* ist ein starker Anstieg der Abundanz bei einem N:P-Verhältnis < 5 beschrieben worden (ALEYA et al. 1994). Dies konnte in der Talsperre Quitzdorf nachgewiesen werden (siehe Abb. 4.35).

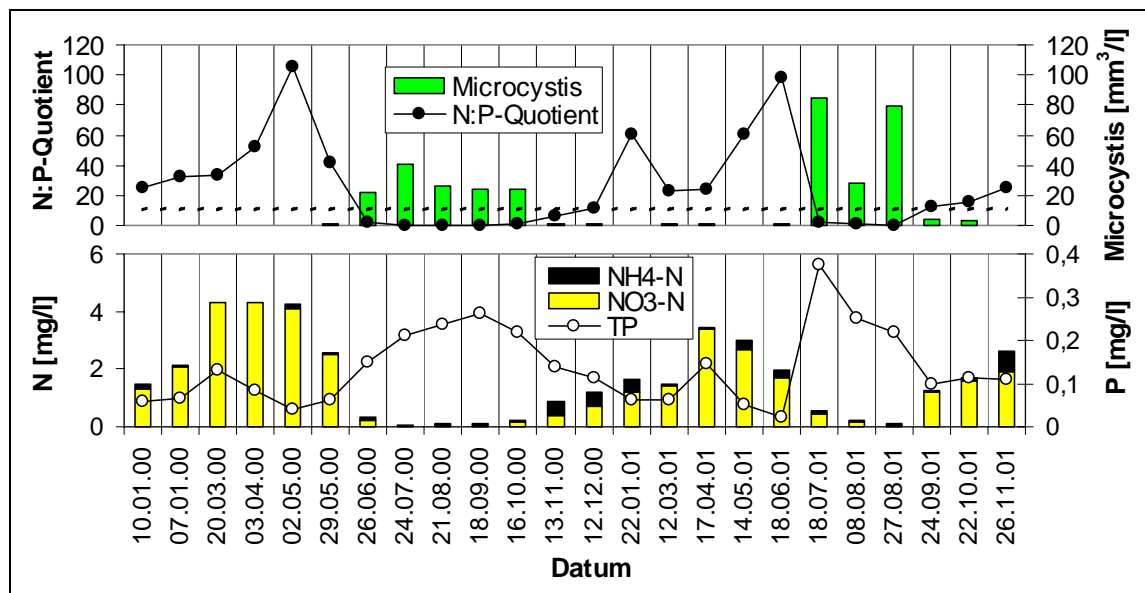


Abb. 4.35 a: molarer N:P-Quotient und Biovolumen von *Microcystis* an der Wasseroberfläche der Talsperre Quitzdorf im Jahresverlauf (punktierter Linie: N:P = 10)

b: Nitrat-, Ammonium- und TP-Konzentration an der Wasseroberfläche der Talsperre Quitzdorf im Jahresverlauf (Rohdaten: Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen)

Im Wasserkörper von Quitzdorf traten starke saisonale Schwankungen der Nitrat-Konzentration im Wasserkörper auf. Als das Nitrat in den Sommermonaten vor allem durch Denitrifikation verbraucht war, kam es zu einem *Microcystis*-Massenwachstum. Zusätzlich kann aufgrund des Nitratschwundes im Wasserkörper eine erhöhte reduktive P-Freisetzung aus dem Sediment vermutet werden (ANDERSEN 1982; RIPL 1982; ANDRUSCH et al. 1992). Das Massenwachstum von *Microcystis* in Quitzdorf hängt also nicht nur von einem reichlichen Phosphat-Angebot ab, sondern auch von einer verringerten Stickstoff-Konzentration und insbesondere vom N:P-Verhältnis.

Das Massenwachstum von *Microcystis* in Quitzdorf während der Sommermonate ist offensichtlich mit einem niedrigen N:P-Verhältnis im Wasserkörper verbunden, welches durch niedrige Stickstoff- und hohe Phosphat-Konzentrationen entsteht. Deshalb würde jede Gewässertherapie hinsichtlich geringerer Stickstoff-Einträge (z. B. eine Denitrifikation bei Kläranlagenabläufen) zu niedrigeren N:P-Relationen und dadurch zu einer Stabilisierung der *Microcystis*-Population führen.

Nach HYENSTRAND et al. (1998) wird von Cyanobakterien wie *Microcystis*, bei denen keine Stickstoff-Fixierung nachgewiesen wurde, Ammonium als Stickstoffquelle im Vergleich zu anderen Phytoplanktern verstärkt aufgenommen, da sich die geringere Zellgröße der Cyanobakterien und ihre höhere Substrataffinität gegenüber Ammonium positiv auf die Effizienz der Ammonium-Assimilation auswirken. Diese Cyanobakterien können aufgrund ihrer Fähigkeit zur Gasvakuolenbildung und Flotation passive und dadurch energiesparende Vertikalmigrationen innerhalb des Wasserkörpers vollziehen, um sich mit Nährstoffen zu versorgen. Dies kann sie gegenüber anderen, aktiv wandernden Phytoplanktonarten (z. B. Dinoflagellaten) begünstigen. Das starke Wachstum von *Microcystis* während der Zeiten des Ammonium- und Nitratschwunds im gesamten Wasserkörper lässt auf andere Strategien der Stickstoffversorgung schließen. Eine Fixierung von molekularem Stickstoff ist jedoch noch nicht für *Microcystis* beschrieben worden.

Die Bedingungen für das Wachstum von *Microcystis* sind in der Talsperre Quitzdorf nahezu optimal. Hohe Sommertemperaturen ($> 20\text{ }^{\circ}\text{C}$), hohe pH-Werte ($\text{pH} > 8$) und daraus resultierende hohe Gehalte von Hydrogencarbonat, wie sie in Quitzdorf nach-

weisbar waren, haben einen direkten positiven Effekt auf die spezifische Wachstumsrate von *Microcystis* (HYENSTRAND et al. 1998). *Microcystis* besitzt wie andere wasserblütenbildende Cyanobakterien die Fähigkeit zur Flotation und kann dadurch bei Turbulenzen im Wasserkörper immer eine für die optimale Ressourcennutzung erforderliche Vertikalverteilung mit einem Abundanzschwerpunkt nahe der Wasseroberfläche gewährleisten (z. B. MIERSCH 1997). Außerdem kann *Microcystis* das durch die Gewässeroberfläche diffundierende atmosphärische Kohlendioxid direkt nutzen (PAERL & USTACH 1982). Ein weiterer Vorteil gegenüber anderen Phytoplanktonarten besteht darin, dass *Microcystis* in der Lage ist, Hydrogencarbonat effektiv aufzunehmen und zu verwerten (z. B. PIERCE & OMATA 1988). Bei der Aufnahme von Hydrogencarbonat wird eine äquivalente Menge von Hydroxid-Ionen abgegeben, wodurch sich der pH-Wert stark erhöhen kann. Durch die entstehenden hohen pH-Werte wird das Wachstum anderer Phytoplankter, die nur freie Kohlensäure als Kohlenstoffquelle nutzen können, gehemmt.

Nach BRUNBERG & BOSTRÖM (1992) kann *Microcystis* auch die allgemeine mikrobielle Aktivität im Sediment anregen. Einerseits können die *Microcystis*-Zellen selbst als Substrat für heterotrophe Bakterien dienen, und andererseits können die Ausscheidungsprodukte von *Microcystis* die mikrobielle Aktivität steigern, sodass auch dadurch diese Cyanobakterien zu einer verstärkten SRP-Freisetzung aus dem Sediment beitragen.

In der Literatur sind verschiedene Ansätze zur Verringerung von extremen *Microcystis*-Abundanzen beschrieben worden. Zu diesem Zweck kann entweder eine Verringerung der Nährstoffzufuhr oder eine Inaktivierung von *Microcystis* angestrebt werden. Beispielsweise würde sich eine Erhöhung des N:P-Quotienten durch Verringerung der Phosphat- und Erhöhung der Stickstoff-Konzentration im Wasserkörper negativ auf *Microcystis* auswirken. Auf Möglichkeiten zur Phosphatreduzierung im Wasserkörper der Talsperre Quitzdorf wird im Folgenden noch näher eingegangen (siehe Kap. 4.3.3). Allerdings wird nach DOKULIL & TEUBNER (2000) durch eine Nährstoffreduktion nur die maximale Biomasse von *Microcystis* verringert, jedoch nicht deren Dominanz in der Phytoplankton-Biozönose. Andere Möglichkeiten zur Abundanzreduzierung von *Microcystis*, die bereits für verschiedene Gewässer angewandt wurden, sind beispielsweise die Förderung von konkurrierenden Phytoplanktonarten wie z. B. Diatomeen

(HOLM & ARMSTRONG 1981), die künstliche Zirkulation (DOKULIL & TEUBNER 2000) oder die Infektion von *Microcystis* mit Cyanophagen (MANAGE et al. 1999). Außerdem wurde der Einsatz von Gerstenstroh beschrieben, welches beim anaeroben Abbau Substanzen freisetzt, die toxisch auf verschiedene Phytoplankter (u. a. *Microcystis*) wirken, jedoch keine negativen Auswirkungen auf das restliche Gewässerökosystem haben (BARRETT et al. 1999).

Alle genannten Ansätze zur direkten Inaktivierung von *Microcystis* sind höchstwahrscheinlich aufgrund der großen Oberfläche der Talsperre Quitzdorf wenig praktikabel. Da das Massenaufkommen von *Microcystis* in der Talsperre Quitzdorf offensichtlich größtenteils durch die starke P-Freisetzung aus dem Sediment hervorgerufen wird, sollten eventuelle Maßnahmen zur Reduzierung von *Microcystis* vor allem diesem internen Nährstoff-Eintrag entgegenwirken.

4.3.2 Experimente zur Untersuchung der P-Freisetzung

Die P-Freisetzung aus dem Sediment der Talsperre Quitzdorf ist sehr hoch und hat somit einen entscheidenden Einfluss auf die Eutrophierung dieses Gewässers. Da im Sediment von Quitzdorf große Anteile an potentiell mobilisierbarem Phosphor vorhanden sind, kann davon ausgegangen werden, dass die hohe P-Freisetzung noch lange anhält. Abschätzungen haben ergeben, dass unter der Annahme einer mittleren P-Freisetzung von 8800 kg/a aus den obersten 5 cm des Sediments und einem mobilisierbarem Phosphorpool von 0,3 kgP/(m³ Sediment) die Freisetzung von Phosphat aus dem Sediment etwa 13 Jahre andauern würde. Diese Rechnung berücksichtigt allerdings nicht den zusätzlichen P-Eintrag, welcher durch die Sedimentation von im Wasserkörper gewachsenen Algen und Cyanobakterien entsteht und somit die P-Freisetzungsdauer der Sedimente noch weiter verlängern würde. Somit kann in den nächsten Jahren nicht mit einer Verbesserung des Gewässerzustandes gerechnet werden.

Zur näheren Untersuchung der Möglichkeiten einer Einflussnahme auf die P-Freisetzung aus dem Sediment der Talsperre Quitzdorf wurden Batch-Experimente an intakten Sedimentkernen durchgeführt. Hierbei wurde das überstehende Wasser der Sediment-

kerne mit verschiedenen Konzentrationen von Sulfat und Nitrat versetzt, um die Auswirkung oxidativer und reduktiver Prozesse auf die Löslichkeit des Sedimentphosphors näher zu untersuchen. Außerdem wurden verschiedene Dosierungen einer Aluminiumlösung zum überstehenden Wasser der Sedimente gegeben, um den Effekt einer Metallanreicherung im Sediment auf die P-Freisetzung zu prüfen.

4.3.2.1 Zugabe von Sulfat und Nitrat

Bei der Zugabe von Sulfat in Konzentrationen von 200 mg/l und 400 mg/l zum überstehenden Wasser der Sedimente war eine signifikante Abnahme des Redoxpotentials im Porenwasser nachweisbar, welche nach vier Wochen am stärksten war und eine Abstufung in Abhängigkeit von der zugegebenen Sulfat-Konzentration aufwies (siehe Abb. 4.36). Durch die Sulfatanreicherung im Sediment kam es zur Sulfatreduktion und dadurch zur Bildung von Sulfid. Dieses Sulfid verband sich mit dem im Sediment gebundenen Eisen zu Eisensulfid und führte zur Auflösung von Eisen-Phosphor-Komplexen, was wiederum die verstärkte Freisetzung von gelöstem Phosphat zur Folge hatte. Auch hier waren Unterschiede zwischen den beiden Konzentrationen der Sulfatzugabe erkennbar (siehe Abb. 4.37). Dies bestätigt die Annahme, dass es bei einer Erhöhung der Sulfat-Konzentration zum Anstieg der SRP-Konzentration im Porenwasser und somit auch zu einer höheren P-Freisetzung aus dem Sediment kommt.

Durch die Zugabe von Nitrat kam es zur Oxidation der Sedimentoberfläche, was durch eine Aufhellung der obersten Sedimentschicht erkennbar war. Eine signifikante Erhöhung des Redoxpotentials war jedoch nicht nachweisbar (siehe Abb. 4.36). Durch die Oxidation der Sedimentoberfläche mittels Nitrat wurde die P-Freisetzung stark herabgesetzt. Nach etwa 14 Tagen zeigte sich ein Anstieg der SRP-Konzentration bei den Sedimentkernen mit 20 mg Nitrat, und nach 28 Tagen ein Anstieg bei den Kernen mit 40 mg Nitrat. Nach einem Monat war zwar noch eine Abstufung zwischen der unbehandelten Probe und den zwei verschiedenen Nitrat-Konzentrationen erkennbar, jedoch näherten sich die SRP-Konzentrationen der behandelten Kerne kontinuierlich dem Wert der Kontrolle an (siehe Abb. 4.37).

Sobald das Nitrat im überstehenden Wasser verbraucht war, was bei Temperaturen von 20 °C nach etwa 2-3 Wochen der Fall war, kam es zur Freisetzung von Phosphat, da die oxidative Barriere zwischen Sediment und überstehendem Wasser aufgehoben ist. Daher würde eine Restaurierung der Talsperre Quitzdorf nach dem RIPLOX-Verfahren durch die Sedimentbehandlung mit Nitrat höchstwahrscheinlich nur einen kurzzeitigen positiven Effekt haben. Durch die Behandlung mit Nitrat ist das im Sediment gebundene Phosphat weiterhin an Eisen gebunden und dadurch reduktiv löslich. Die stark reduktiven Verhältnisse im Sediment in den Sommermonaten, hervorgerufen durch die Temperaturerhöhung und den erhöhten organischen Eintrag durch verstärktes Algenwachstum, würden einen schnellen Verbrauch des Nitrats und somit einen schnellen Wiederanstieg der P-Freisetzung bewirken.

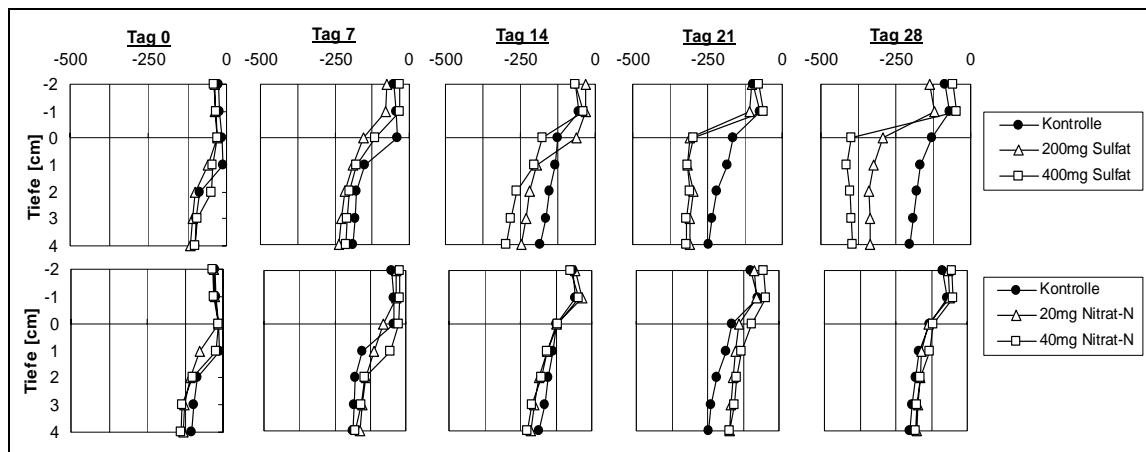


Abb. 4.36: Veränderung des Redoxpotentials [mV] im Sediment der Talsperre Quitzdorf nach Sulfat- und Nitrat-Zugabe zum überstehenden Wasser der Sedimentkerne

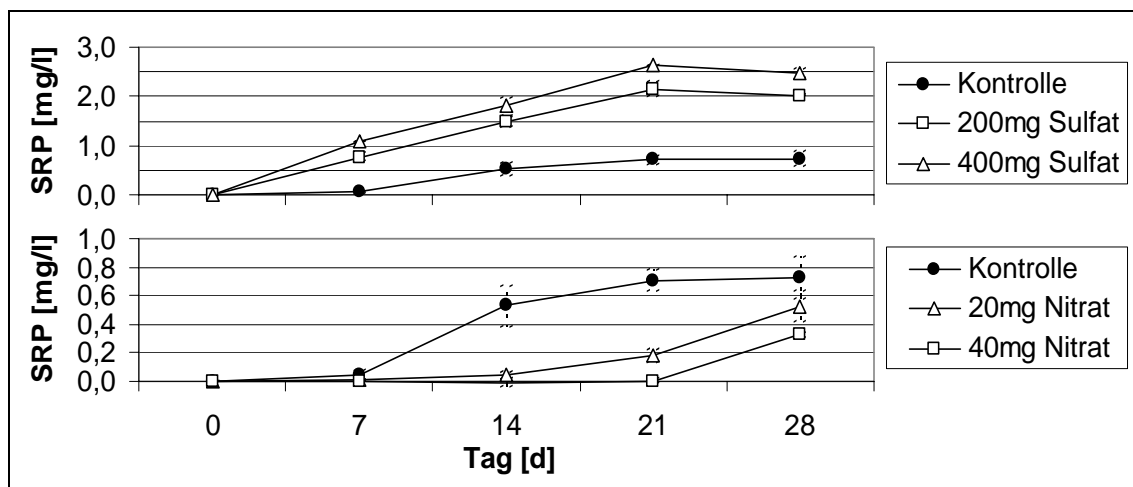


Abb. 4.37: Veränderung der SRP-Konzentration im überstehenden Wasser der Talsperre Quitzdorf nach Sulfat- und Nitrat-Zugabe zum überstehenden Wasser der Sedimentkerne

Die Resultate der Sulfat- bzw. Nitrat-Zugabe bestätigen die Annahme, dass der größte Teil des Phosphors im Sediment der Talsperre Quitzdorf reduktiv löslich an Eisen gebunden ist. Dadurch kommt es in den Sommermonaten bei Temperaturerhöhungen und verstärktem organischem Eintrag zu einer erhöhten P-Freisetzung.

4.3.2.2 Zugabe von Aluminium

Da das Sediment der Talsperre Quitzdorf relativ arm an Aluminium ist und dadurch ein Großteil des Phosphors reduktiv an Eisen und nicht stabil an Aluminium gebunden vorliegt, wurde das überstehende Wasser von intakten Sedimentkernen mit verschiedenen Mengen einer Aluminiumsulfat-Lösung [1 gAl/l] versetzt. Hierbei sollte der Sedimentphosphor von der an Eisen gebundenen BD-Fraktion in die an Aluminium gebundene NaOH-SRP-Fraktion verlagert und dadurch die P-Rücklösung verringert werden.

Die Aluminium-Zugabe verursachte eine signifikante Herabsetzung der SRP-Konzentration im überstehenden Wasser der Sedimentkerne (siehe Abb. 4.38). Es zeigte sich eine Verringerung der P-Freisetzung bei Erhöhung der zugegebenen Menge an Aluminium. Für einen molaren Al:P-Quotienten von 11, wie er für den Phosphorrückhalt in Sedimenten erforderlich ist, wurde eine Aluminium-Zugabe von ca. 1,4 mg/cm² berechnet. Für die Berechnung der Aluminium-Zugabe zur Einstellung des erforderlichen Al:P-Quotienten wurde von einer mittleren P-Freisetzung von 0,12 mg/(cm²*a) ausgegangen. Die P-Freisetzung konnte bei einer Aluminium-Zugabe von mehr als 1,4 mg/cm² allerdings noch vermindert werden.

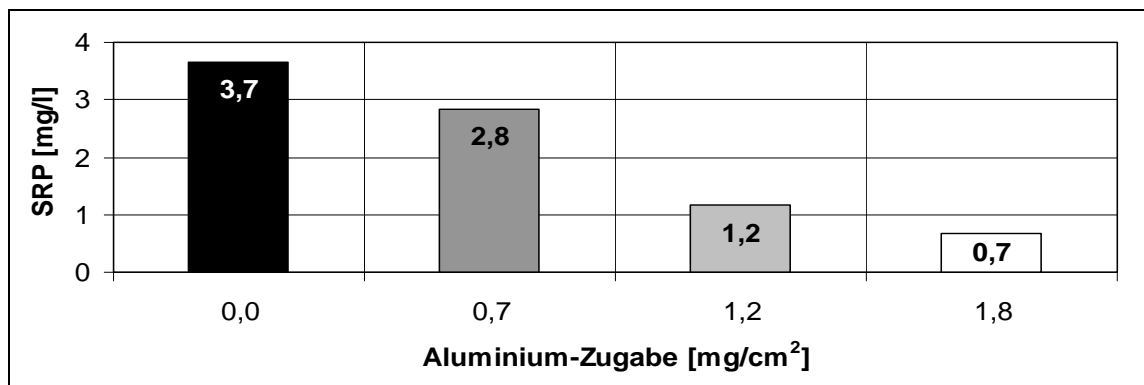


Abb. 4.38: SRP-Konzentrationen im überstehenden Wasser der Talsperre Quitzdorf, vier Wochen nach Zugabe verschiedener Mengen von Aluminiumsulfat zum überstehenden Wasser der Sedimentkerne

Es zeigte sich, dass die an Aluminium gebundene P-Fraktion durch das zugegebene Aluminium um etwa 10 % erhöht werden konnte (siehe Abb. 4.39). Das Phosphat, welches die Erhöhung in der Al-P-Fraktion bewirkte, wurde aus der an Eisen gebundenen Fraktion umgelagert. Allerdings war nur eine sehr geringe Steigerung dieses Effektes bei Zugabe größerer Mengen von Aluminium erreichbar.

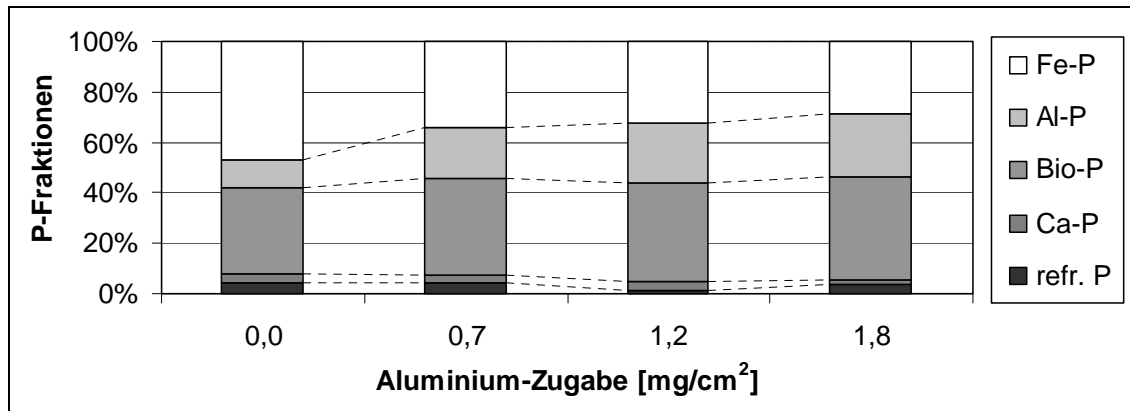


Abb. 4.39: P-Fractionen im Sediment der Talsperre Quitzdorf, vier Wochen nach Zugabe verschiedener Mengen von Aluminiumsulfat zum überstehenden Wasser der Sedimentkerne

Die weitere Reduzierung der SRP-Rücklösung aus dem Sediment bei erhöhten Aluminium-Zugaben im Gegensatz zur Stagnation der Umlagerung von der Fe-P- zur Al-P-Fraktion aus Abb. 4.39 ist vermutlich damit erklärbar, dass eine höhere Aluminium-Konzentration im überstehenden Wasser eine verstärkte Ausfällung von gelöstem Phosphat verursacht. Dieses Phosphat befindet sich dann nur an der Sedimentoberfläche und wird bei der Fraktionierung mit den tieferen Sedimentschichten vermischt, wodurch der Umlagerungseffekt von Fe-P zu Al-P abgeschwächt wird.

Dies wird dadurch bestätigt, dass bei der Direktzugabe verschiedener Mengen von Aluminiumsulfat zu ca. 1 ml Sediment eine stärkere Verlagerung des Phosphors von der an Eisen gebundenen Fraktion zu der an Aluminium gebundenen Fraktion zu verzeichnen war (Abb. 4.40). Durch die Vermischung der mit Aluminium versetzten Sedimentproben erfolgte eine gleichmäßige Verteilung des Aluminiums in der Sedimentmatrix. Somit konnte der Anteil des Al-P um ca. 25 % erhöht und der Anteil des Fe-P um etwa den gleichen Betrag vermindert werden. Wie bei den Versuchen, bei denen das Aluminium zu dem überstehenden Wasser der ungestörten Sedimentkerne gegeben wurde,

war bei der Zugabe einer größeren Menge von Aluminium kaum eine Steigerung der an Aluminium gebundenen P-Anteile möglich, obwohl der Al:P-Quotient von 11 erst bei einer Aluminium-Zugabe von 6 mg/gFS erreicht wurde.

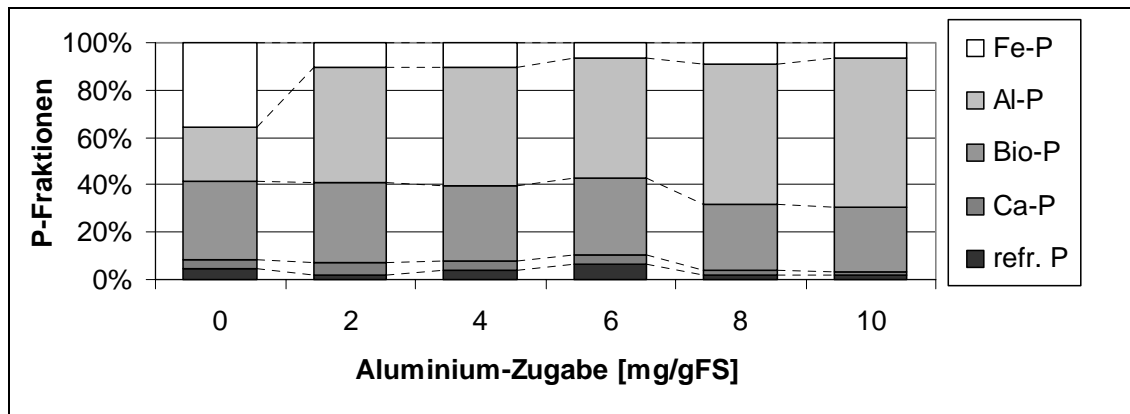


Abb. 4.40: Veränderung der P-Fractionen nach Vermischung der Sedimente mit verschiedenen Mengen von Aluminiumsulfat

Aus den Versuchen mit der Aluminium-Zugabe kann man den Schluss ziehen, dass bei einer eventuellen Restaurierung der Talsperre Quitzdorf die Aluminiumlösung mit den obersten Sedimentschichten vermischt werden müsste, um die besten Sanierungsergebnisse zu erzielen. Außerdem zeigte es sich, dass der P-Rückhalt noch gesteigert werden kann, wenn das Al:P-Verhältnis von 11 schon überschritten ist.

4.3.3 Restaurierungsansätze

Man kann grundsätzlich zwischen zwei verschiedenen Herangehensweisen an die sedimentbezogene Restaurierung von Gewässern unterscheiden. Beiden Varianten ist gemeinsam, dass sie die Umlagerung von Nährstoffen, insbesondere von Phosphor, aus dem Sediment in die euphotische Zone eines Gewässers reduzieren sollen, sodass die Nährstoffe nicht mehr algenverfügbar sind und somit auch nicht zu einer Eutrophierung führen können. Das Ziel einer jeden nährstoffbezogenen Sedimentrestaurierung liegt in der Reduzierung der Konzentrationsgradienten zwischen Porenwasser und überstehendem Wasser, da die Steilheit der Konzentrationsgradienten einer der wichtigsten Einflussfaktoren für die diffusive Freisetzung von gelösten Nährstoffen darstellt.

Die erste Variante beinhaltet die Entfernung des Phosphors aus dem Sediment, sodass das Sediment an potentiell löslichem Phosphat verarmt und somit weniger SRP freigesetzt wird. Dies kann einerseits durch eine Entschlammung erfolgen, also durch eine Beseitigung der obersten Sedimentschichten, andererseits kann durch Zugabe von Substanzen, welche die P-Rücklösung verstärken, eine Verarmung der Sedimente an potentiell lösbarem Phosphor verursacht werden. So wäre es für die Restaurierung der Talsperre Quitzdorf beispielsweise möglich, mittels Sulfatzugabe die Phosphatlösung aus dem Sediment zu intensivieren und dadurch einen großen Teil des im Sediment vorhandenen, reduktiv löslichen Phosphors aus dem Sediment zu lösen. Anschließend könnte das Phosphat beispielsweise durch den Grundablass der Talsperre entfernt und in einer externen Anlage gefällt werden. Die Methode der Entschlammung ist sehr kostenintensiv und würde aufgrund der großen Fläche der Talsperre Quitzdorf nicht in Frage kommen, zumal dieses teure Verfahren bei verschiedenen Gewässerrestaurierungen eine geringe Effizienz zeigte (z. B. MAAßEN 1999).

Die zweite Variante besteht darin, einen Großteil des Phosphors im Sediment zu fixieren bzw. das P-Bindungspotential der Sedimente zu steigern, sodass dadurch die SRP-Freisetzung reduziert wird. Die Erhöhung des Phosphorrückhalts im Sediment kann über verschiedene Wege erfolgen. So kann die Phosphor-Fixierung durch die Zugabe von Fällmitteln, die phosphatbindende Metalle wie Eisen oder Aluminium enthalten, erreicht werden. Da Aluminium im Gegensatz zum Eisen unter reduktiven Bedingungen, wie sie häufig in Sedimenten von Gewässern mit erhöhter Trophie vorliegen, unlöslich ist, kann man die Sanierung mit Aluminium als eine relativ erfolgversprechende Methode betrachten. Hierbei erfolgt meist die Phosphat-Fällung mittels Aluminiumsulfat. Dadurch gelangt der Phosphor aus dem Wasserkörper in das Sediment und wird dort stabil an Aluminium gebunden. Diese Methode wurde schon in verschiedenen Gewässern erfolgreich angewendet (z. B. RYDIN et al. 2000).

Die Laborversuche am Sediment der Talsperre Quitzdorf haben die Effektivität von Aluminium zur Senkung der P-Freisetzung und der SRP-Konzentration in der Wassersäule bestätigt. Allerdings ist die Zugabe von Aluminiumsulfat sehr kostenintensiv. So kann hier mit mittleren Kosten von ca. 500 €/t inklusive Ausbringung gerechnet werden (z. B. [2], [3]). Bei einem Gehalt an mobilisierbarem Sediment-Phosphor von ca.

0,3 kg/m³ und einer Gewässeroberfläche von 750 ha ergibt sich bei Betrachtung der obersten 5 Sedimentzentimeter ein P-Pool von etwa 112,5 t. Die mittlere sommerliche TP-Konzentration im Wasserkörper von Quitzdorf beträgt ca. 0,25 g/m³ und bildet bei einem Gesamt-Wasservolumen von 25,17*10⁶ m³ einen zusätzlichen P-Pool von rund 6,3 t. Somit wäre zur Fällung und Fixierung des Phosphors im Sediment (Bildung eines molaren Al:P-Quotienten von 11) die Ausbringung einer Aluminiummenge von etwa 1.500 t nötig, was mit Kosten von annähernd 750.000 € verbunden wäre. Es zeigt sich also, dass diese Methode trotz guter Erfolgsaussichten höchstwahrscheinlich für große Gewässer wie Quitzdorf aufgrund der hohen Kosten ungeeignet ist, obwohl eventuelle Alternativmaßnahmen (siehe unten) möglicherweise noch kostenintensiver wären.

Aufgrund der großen Fläche der Talsperre Quitzdorf kommen zur Steigerung der Phosphorbindung im Sediment nur Methoden in Frage, welche mit einem relativ geringen finanziellen und materiellen Aufwand verbunden sind. So wäre es beispielsweise möglich, die gesamte Fläche oder Teilflächen der Talsperre für eine gewisse Zeit trocken-zulegen, sodass es zur Verdichtung und Oxidation der Sedimente kommt. Die Trockenlegung kann eine Veränderung der mikrobiellen Biozönose bewirken. So ist beispielsweise von MITCHELL & BALDWIN (1998) nach einer Sedimenttrockenlegung eine Verminderung der sulfatreduzierenden Bakterien, welche erheblichen Anteil an der P-Freisetzung aus dem Sediment haben, beschrieben worden. Die Trockenlegung des Sediments fördert das Makrophytenwachstum auf der Sedimentoberfläche. Die wurzelbedingte Stabilisierung und die Windabschirmung durch die Makrophyten können nach einem Wiederanbau zu einer Verminderung der Resuspension führen. Außerdem können Makrophyten einen Teil des Phosphors über die Wurzeln aufnehmen und somit immobilisieren.

Die Sauerstoff-Abscheidung der Makrophytenwurzeln führt zur Bildung von oxidierten Eisenverbindungen, welche sich um die Wurzel lagern und eine verstärkte Bindung von Phosphor bewirken können (HUPFER et al. 2001). Außerdem werden von submersen Makrophyten allelopathische Substanzen freigesetzt, welche sich negativ auf die Bildung benthischer Algen auswirken können. Allerdings ist der Übergang von Phytoplankton- zu Makrophytendominanz erst in einem TP-Konzentrationsbereich von 50-100 µg/l möglich (KÖRNER 2002), was für die Talsperre Quitzdorf eine Steigerung der

Wasserqualität um eine gesamte Trophiestufe (von polytroph zu eutroph) bedeuten würde.

Neben den durch die Makrophyten hervorgerufenen positiven Effekten der Sedimenttrockenlegung wurden für verschiedene Flachgewässer auch negative Effekte wie der Anstieg der SRP-Konzentration und eine Erhöhung des reduktiv löslichen eisen gebundenen Phosphats nach dem Wiederanstau beschrieben (JAMES et al. 2001). Deshalb ist auch dieser Restaurierungsansatz aufgrund des hohen Risikos einer Verstärkung der internen P-Belastung höchstwahrscheinlich für die Restaurierung der Talsperre Quitzdorf nicht geeignet. Neben der Gefahr einer erhöhten Eutrophierung würde eine zeitweilige Sedimenttrockenlegung das gesamte Landschaftsbild beeinträchtigen und durch die eingeschränkte Nutzung als Erholungsgewässer und zur Niedrigwasseraufhöhung der Spree viele sozioökonomische Konflikte verursachen.

Eine weitere Möglichkeit zur Erhöhung des P-Rückhalts im Sediment stellt die Sementoxidation mit Nitrat oder Luft dar. Neben der Sementoxidierung würde die Zugabe von Nitrat auch den N:P-Quotienten im Wasserkörper erhöhen und dadurch möglicherweise die Massenentwicklung von *Microcystis* verhindern. Die Laborversuche haben jedoch gezeigt, dass die SRP-Freisetzung aus dem Sediment der Talsperre Quitzdorf mit Nitrat zwar signifikant reduziert werden kann, jedoch nur von relativ kurzer Dauer ist. Da die Sementoxidation mit Nitrat nur eine geringe Nachhaltigkeit hat und diese Methode mit mittleren Kosten von ca. 30.000 €/ha sehr teuer ist, dürfte auch dieser Restaurierungsansatz für die Talsperre Quitzdorf ungeeignet sein.

Es wäre möglich, in den Sommermonaten, also der Zeit mit der größten internen P-Belastung, Luft in das Tiefenwasser der Talsperre einzubringen und damit das Gewässer temporär zu entlasten. Neben der Sementoxidation kann es durch die Belüftung des Sediments aufgrund des verstärkten mikrobiellen Abbaus der organischen Substanzen auch zu einer anschließenden Verminderung der Sauerstoffzehrung in den obersten Sedimentschichten kommen („biotechnische Entschlammung mit Rotationsbelüftung“, POLYPLAN GmbH, [4]). Jedoch würde auch diese Methode bei der Talsperre Quitzdorf allein für die Oxidation der obersten Zentimeterschicht der Sedimente bei

spezifischen Kosten von ca. 40 €/m³ Sediment) einen finanziellen Aufwand von etwa 3 Mio. € bedeuten.

Für alle hier beschriebenen Restaurierungsmaßnahmen bedarf es aufgrund der großen Sanierungsfläche der Talsperre Quitzdorf eines finanziellen, technischen und logistischen Aufwandes, der höchstwahrscheinlich nicht zu tragen ist. Deshalb wäre es im Falle der Talsperre Quitzdorf angebracht, zur Herstellung eines für die Bade- und Erholungsnutzung tolerierbaren Gewässerzustandes als Kompromisslösung statt der Ursachen für die Eutrophierung (vor allem P-Freisetzung aus dem Sediment) nur deren Auswirkungen und Symptome (*Microcystis*-Massenentwicklungen) einzudämmen. So wäre es beispielsweise denkbar, im Uferbereich der Talsperre Quitzdorf Badezonen einzurichten, die durch Gaze-Barrieren vom restlichen Gewässer abgetrennt sind, wodurch ein Eindringen von *Microcystis*-Kolonien verhindert werden könnte und trotzdem ein Wasseraustausch möglich wäre. Zusätzlich wäre es möglich, *Microcystis* in den für den Bade- und Erholungsbetrieb bestimmten Bereichen abzufiltrieren und somit die Nutzung zu gewährleisten. Allerdings müsste die Wirksamkeit dieses Ansatzes noch in Vorversuchen an dem Gewässer getestet werden.

5 ZUSAMMENFASSUNG

In den Sedimenten von Gewässern laufen viele verschiedene mikrobielle und chemische Prozesse ab, die sich auf die Zusammensetzung und die Konzentration von gelösten Stoffen im Porenwasser auswirken. Die Intensität dieser Prozesse hat somit großen Einfluss auf die Freisetzung von Nähr- und Laststoffen aus dem Sediment. Aufgrund der starken Wechselwirkungen zwischen Sediment und Wasserkörper und der Speicherung von Stoffen in den Sedimenten können Gewässersedimente als wichtige zusätzliche Informationsquelle für die Bewertung des Trophiezustandes und zur Abschätzung zukünftiger trophischer Entwicklungen herangezogen werden.

Das Sediment eines Gewässers reagiert relativ verzögert auf Veränderungen im Einzugsgebiet. Dadurch sind viele trophieabhängige Parameter im Porenwasser geringeren Schwankungen unterworfen als die entsprechenden Parameter im Wasserkörper, wodurch die Einschätzung des Trophiezustandes erleichtert werden kann. Bei einigen Parametern im Trockensediment, die einen starken Einfluss auf die Trophie haben (z. B. Metall-Gehalte), sind nahezu keine saisonalen Veränderungen zu verzeichnen. Daraus ergeben sich Vorteile gegenüber der herkömmlichen Trophiebewertung nach LAWA, welche nach den Wasserkörper-Parametern TP, Chlorophyll a und Sichttiefe vorgenommen wird.

Die Sedimente und das Porenwasser von vier Talsperren mit unterschiedlichen trophischen Eigenschaften wurden in regelmäßigen Abständen beprobt (Neunzehnhain I – oligotroph; Muldenberg – oligotroph, dystroph; Saidenbach – mesotroph; Quitzdorf – polytroph). Es wurden viele chemische und mikrobielle Parameter im Sediment und Porenwasser im Hinblick auf die Trophieabhängigkeit und eine mögliche Einbeziehbarkeit in ein trophisches Bewertungssystem untersucht.

Der größte Einfluss der Trophie war bei den SRP-Konzentrationen im Porenwasser und den aus den Konzentrationsgradienten resultierenden P-Freisetzungsraten nachweisbar. Da SRP meist ein direkter Verursacher von Eutrophierungserscheinungen in einem Gewässer ist und bei den untersuchten Talsperren mit der TP-Konzentration im Wasser-

körper korreliert war, eignet sich dieser Parameter gut für eine Trophiebewertung. Auch die Phosphorbindungsformen zeigten zwischen den Talsperren bzw. Trophiestufen eindeutige Unterschiede, welche in engem Zusammenhang mit der Metallzusammensetzung der Sedimente standen. So waren mit steigendem Trophiegrad ein deutlicher Anstieg des stabil an Aluminium gebundenen Phosphors und eine Verringerung des redoxsensitiv an Eisen gebundenen Phosphors nachweisbar.

Als Hauptursache für den trophieabhängigen Anstieg der P-Freisetzung aus den Sedimenten der untersuchten Talsperren kann die reduktive Auflösung von Eisen-Phosphor-Komplexen angesehen werden. Diese Annahme wird durch die Absenkung des Redoxpotentials und der Eindringtiefe von Elektronenakzeptoren wie Sauerstoff, Nitrat und Sulfat mit zunehmender Trophie bestätigt. Die verstärkte Sulfat-Reduktion im Sediment der Talsperren mit erhöhter Trophie führte zu erhöhten Sulfid-Konzentrationen, was durch die Bildung von Eisensulfid und die Verdrängung des Eisens aus den Eisen-Phosphor-Komplexen eine Steigerung der SRP-Konzentration im Porenwasser zur Folge hat.

Die Parameter Ammonium und Alkalinität als Endprodukte mikrobieller Abbauprozesse wiesen mit steigender Trophie ebenfalls einen deutlichen Anstieg auf und zeigten eine signifikante Beziehung zur SRP-Konzentration. Im Gegensatz zur Ammoniumkonzentration und der Alkalinität waren die DOC-Konzentrationen nicht nur durch die trophischen Einflüsse, sondern auch direkt von der Charakteristik des Einzugsgebietes geprägt. So war im Porenwasser der oligotrophen und dystrophen Talsperre Muldenberg ein sehr hoher Gehalt an DOC nachweisbar, welcher sich größtenteils aus allochthonen Huminstoffen zusammensetzte, wogegen die hohen DOC-Konzentrationen in der polytrophen Talsperre Quitzdorf höchstwahrscheinlich größtenteils einen autochthonen Ursprung haben.

Als sehr wichtiger trophischer Einflussfaktor erwiesen sich die Fe:P- bzw. Al:P-Quotienten der Sedimente, welche eine klare Grenze aufzeigten, bei deren Unterschreitung eine verstärkte P-Freisetzung auftrat. Es war erkennbar, dass die SRP-Rücklösung gleichermaßen sowohl vom Aluminium-Gehalt als auch vom Eisen-Gehalt im Sediment beeinflusst wurde. Somit erschien es sinnvoll, die Fe:P- und Al:P-Quotienten für die

Trophiebewertung zu einem Metall:Phosphor-Summenquotienten (MPS) zusammenzufassen.

Die Gesamtzellzahlen der Sedimentbakterien zeigten keinen signifikanten Zusammenhang mit der Trophie, wohingegen für verschiedene mikrobielle Aktivitäten eine Abhängigkeit erkennbar war. So erhöhten sich mit steigender Trophie sowohl die mikrobielle Sedimentatmung als auch das Denitrifikationspotential. Bei den untersuchten Enzymaktivitäten (Esterase, Aminopeptidase, beta-Glucosidase, Phosphatase) hingegen waren trophische Unterschiede nur bei den Phosphatase-Aktivitäten erkennbar. In der oligotrophen und dystrophen Talsperre Muldenberg zeigten sich die höchsten Phosphatase-Aktivitäten der untersuchten Gewässer. Diese hohen Aktivitäten werden vermutlich durch die erhöhten Anteile an Huminstoffen in der Talsperre Muldenberg hervorgerufen, da Huminstoffe eine Stabilisierung und Stimulierung von Phosphatasen zur Folge haben können.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass für eine sedimentbezogene Trophiebewertung von stehenden Gewässern insbesondere die Konzentration von SRP und Ammonium und die Alkalinität geeignet sind, da diese Parameter die stärksten Zusammenhänge mit dem Trophiegrad aufwiesen. Außerdem können die Metall:Phosphor-Quotienten im Trockensediment wichtige Informationen über das P-Freisetzungspotential der Sedimente bieten. Auch die Anteile der Phosphor-Fraktionen zeigten trophiespezifische Muster; jedoch wäre die Bestimmung dieser Parameter für eine routinemäßige Gewässeruntersuchung aufgrund des großen Zeitaufwandes nicht praktikabel.

Bei allen trophierelevanten Porenwasser-Parametern zeigte die polytrophe Talsperre Quitzdorf die höchsten Konzentrationen. Diese Brauchwassertalsperre weist seit Jahren ein extremes Massenvorkommen des Cyanobakteriums *Microcystis* auf, welches aufgrund seiner toxischen und allergenen Eigenschaften sowie der erheblichen Schlammabfuhr den Bade- und Erholungsbetrieb stark beeinträchtigt. Untersuchungen des Wasserkörpers haben gezeigt, dass das *Microcystis*-Massenvorkommen in der Talsperre neben Parametern wie der Wassertemperatur offensichtlich sehr stark von den Stickstoff:Phosphor-Quotienten im Wasserkörper beeinflusst wird. Wenn im Wasserkörper der gesamte Stickstoff (vor allem Nitrat) verbraucht ist und durch die hohe

P-Freisetzung hohe P-Konzentrationen im Wasserkörper vorherrschen, beginnt das starke Wachstum von *Microcystis*.

Da neben dem Stickstoffschwund die extreme P-Freisetzung aus dem Sediment als Ursache für die hohe *Microcystis*-Abundanz anzusehen ist, wurden verschiedene Laborversuche durchgeführt, um die Ursachen der P-Freisetzung näher zu untersuchen und verschiedene Restaurierungsansätze zu testen. Die Zugabe von Sulfat zum überstehenden Wasser der ungestörten Sedimentkerne führte zur Absenkung des Redoxpotentials und zur Erhöhung der P-Freisetzung aus dem Sediment. Dies bestätigte nochmals die Annahme, dass die P-Freisetzung zum größten Teil durch reduktiv lösliches, an Eisen gebundenes Phosphat hervorgerufen wird. Es zeigte sich, dass eine Nitrat-Zugabe zum überstehenden Wasser der ungestörten Sedimentkerne zwar die redoxabhängige SRP-Freisetzung verringerte, jedoch keine langanhaltende P-Fixierung im Sediment bewirkte. Die Zugabe von Aluminium hingegen erwies sich als wirksame und dauerhafte Methode, welche neben der Verringerung der P-Freisetzung auch die Umlagerung der redoxsensitiven Fe-P-Fraktion in die stabile Al-P-Fraktion zur Folge hatte.

Die Anwendung von Aluminium zur Restaurierung der Talsperre Quitzdorf dürfte jedoch aufgrund der großen Gewässerfläche sehr kostenintensiv sein. Allerdings würden alternative Maßnahmen von relativ geringer Nachhaltigkeit wie die Sedimentoxidation mit Nitrat oder durch Belüftung ebenfalls sehr hohe Kosten verursachen, welche vermutlich nicht zu tragen sind. Deshalb könnten zur Sicherung des Badebetriebes in der Talsperre Gaze-Barrieren installiert werden, die den Badebereich vom restlichen Gewässer abtrennen und ein Eindringen von *Microcystis* verhindern könnten, was jedoch noch durch Voruntersuchungen getestet werden müsste.

Die Resultate dieser Arbeit bilden eine wichtige Grundlage für die Bewertung von Standgewässern. Es wurde aufgezeigt, dass das Sediment einerseits den trophischen Charakter eines Gewässers widerspiegelt und diesen andererseits auch stark beeinflusst. Deshalb erscheint es sinnvoll, den Parametern im Sediment und Porenwasser eine größere Bedeutung beizumessen als bisher und diese Parameter in gängige Trophiekriterien aufzunehmen.

6 LITERATURVERZEICHNIS

- ALEYA, L., DESMOLLES, F., MICHARD, M., BONNET, M. P. & J DEVAUX (1994): The deterministic factors of the *Microcystis aeruginosa* blooms over a biyearly survey in the hypereutrophic reservoir of Villerest (Roanne, France). – Arch. Hydrobiol./Suppl. 99 (4): 489-515.
- ANDERSEN, F. Ø. & P. RING (1999): Comparison of phosphorus release from littoral and profundal sediments in a shallow, eutrophic lake. – Hydrobiologia 408/409: 175-183.
- ANDERSEN, J. M. (1982): Effect of nitrate concentration in lake water on phosphorus release from the sediment. – Wat. Res. 16: 1119-1126.
- ANDERSSON, G. & GAHNSTRÖM, G. (1985): Effects of pH on release and sorption of dissolved substances in sediment-water microcosms. – Ecol. Bull. Stockholm 37: 301-310.
- ANDRUSCH, T., HUPFER, M. & D. LUTHER (1992): Chemical and microbial binding forms of phosphorus considering the availability of nitrate in sediment-water systems. – Int. Revue ges. Hydrobiol. 77 (1): 109-120.
- ARNSCHEIDT, J. (1993): Untersuchungen zur Versauerung und zur biologischen Versauerungsindikation in Erzgebirgsbächen unter besonderer Berücksichtigung des Einzugsgebiets der Talsperre Neunzehnhain. – Diplomarbeit, TU Dresden, 84 S.
- BAK, F. & N. PFENNIG (1991): Microbial sulfate reduction in littoral sediment of Lake Constance. – FEMS Microb. Ecol. 85: 31-42.
- BALDERSTON, W. L., SHERR, B. & W. J. PAYNE (1976): Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction in *Pseudomonas perfectomarinus*. – Appl. Environ. Microbiol. 31: 504-508.
- BARMAN, T. E. (1969): Enzyme handbook, Vol. 2. Springer Verlag, Berlin, 928 S.
- BARRETT, P. R. F., LITTLEJOHN, J. W. & J. CURNOW (1999): Long-term algal control in a reservoir using barley straw. – Hydrobiologia 415: 309-313.
- BATLEY, G. E. & M. S. GILES (1979): Solvent displacement of sediment interstitial waters before trace metal analysis. – Wat. Res. 13: 879-886.
- BENDELL-YOUNG, L. & H. H. HARVEY (1992): Geochemistry of Mn and Fe in lake sediments in relation to lake acidity. – Limnol. Oceanogr. 37 (3): 603-613.
- BERNER, R. A. (1980) Early Diagenesis: A Theoretical Approach. Princeton Univ. Press.
- BERNHARDT, H. & J. CLASEN (1982): Gedanken zur Übertragung der Ergebnisse des OECD-Untersuchungsprogrammes in die Praxis des Seenschutzes. – Z. Wasser-Abwasser, Forschf. 15 (3): 96-103.

- BERTILSSON, S. & L. J. TRANVIK (2000): Photochemical transformation of dissolved organic matter in lakes. – *Limnol. Oceanogr.* 45: 753-762.
- BITTL, T. & H.-D. BABENZIEN (1996): Microbial activity in an artificially divided acidic lake. – *Arch. Hydrobiol. Spec. Iss. (Adv. Limnol.)* 48: 113-121.
- BOAVIDA, M.-J. & R. G. WETZEL (1998): Inhibition of phosphatase activity by dissolved humic substances and hydrolytic reactivation by natural ultraviolet light. – *Freshwat. Biol.* 40: 285-293.
- BOERS, P. C. M., VAN RAAPHORST, W., & T. D. VAN DER MOLEN (1998): Phosphorus retention in sediments. – *Water Sci. Technol.* 37: 31-39.
- BOSCHKER, H. T. S. & T. E. CAPPENBERG (1998): Patterns of extracellular enzyme activities in littoral sediments of Lake Gooimeer, The Netherlands. – *FEMS Microbiol. Ecol.* 25: 79-86.
- BOSTRÖM, B., JANSSON, M., & C. FORSBERG (1982): Phosphorus release from lake sediments. – *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 18: 5-59.
- BOSTRÖM, B., PETTERSSON, A. & I. AHLGREN (1989): Seasonal dynamics of a cyanobacteria-dominated microbial community in surface sediments of a shallow eutrophic lake. – *Aquat. Sci.* 51: 153-178.
- BRANDES, J. A. & A. H. DEVOL (1995): Simultaneous nitrate and oxygen respiration in coastal sediments: Evidence for discrete diagenesis. – *J. Mar. Res.* 53: 771-797.
- BRANDL, H., HANSELMANN, K. W. & R. BACHOFEN (1990): In situ stimulation of bacterial sulfate reduction in sulfate-limited freshwater lake systems. – *Microbial Ecology* 74: 21-32.
- BREZONIK, P. L., MACH, C. E., DOWNING, G., RICHARDSON, N. & M. BRIGHAM (1990): Effects of acidification on minor and trace metal chemistry in Little Rock Lake, Wisconsin. – *Environm. Toxicol. Chem.* 9: 871-885.
- BRUNBERG, A.-K. & B. BOSTRÖM (1992): Coupling between benthic biomass of *Microcystis* and phosphorus release from the sediments of a highly eutrophic lake. – *Hydrobiologia* 235/236: 375-385.
- BULGAKOV, N. G. & A. P. LEVICH (1999): The nitrogen:phosphorus ratio as a factor regulating phytoplankton community structure. – *Arch. Hydrobiol.* 146: 2-22.
- CANFIELD, D. E. (1994): Factors influencing organic carbon preservation in marine sediments. – *Chem. Geol.* 114: 315-329.
- CANFIELD, D. E., THAMDRUP, B. & J. W. HANSEN (1993): The anaerobic degradation of organic matter in Danish coastal sediments: Fe reduction, Mn reduction and sulfate reduction. – *Geochim. Cosmochim. Acta* 57: 2563-2570.
- CAPONE, D. G. & R. P. KIENE (1988): Comparison of microbial dynamics in marine and freshwater sediments: Contrasts in anaerobic carbon catabolism. – *Limnol. Oceanogr.* 33: 725-749.

- CARACO, N. F., COLE, J. J. & G. E. LIKENS (1989): Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from aquatic systems. – *Nature* 341: 316-318.
- CARACO, N. F., COLE, J. J. & G. E. LIKENS (1993): Sulfate control of phosphorus availability in lakes. – *Hydrobiologia* 253: 275-280.
- CARIGNAN, R. & A. TESSIER (1988): The co-diagenesis of sulfur and iron in acid lake sediments of southwestern Québec. – *Geochim. Cosmochim. Acta* 52: 1179-1188.
- CHANTON, J. P., MARTENS, C. S., & M. B. GOLDBERGER (1987): Biogeochemical cycling in an organic-rich coastal marine basin: A sulfur isotope budget balanced by differential diffusion across the sediment-water interface. – *Geochim. Cosmochim. Acta* 51: 1201-1208.
- CHRÓST, R. J. (1991): Environmental control of the synthesis and activity of aquatic microbial ectoenzymes. – In: CHRÓST, R. J. (Hrsg.): *Microbial enzymes in aquatic environments*: 29-59. Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg.
- CHRÓST, R. J. & J. OVERBECK (1987): Kinetics of alkaline phosphatase activity and phosphorus availability for phytoplankton and bacterioplankton in lake Plußsee (north German eutrophic lake). – *Microbial Ecol.* 13: 229-248.
- CLASEN, J. & H. BERNHARDT (1980): OECD Eutrophication Programme – shallow lakes and reservoir project, final report. Medmenham, Marlow, Bucks, 289 S.
- CLAVERO, V., GARCIA-SANCHEZ, M. J., NIELL, F. X. & J. A. FERNANDEZ (1997): Influence of sulfate enrichment on the carbon dioxide and phosphate fluxes across the sediment-water interface. – *Hydrobiologia* 345: 59-65.
- CLINE, J. D. (1969): Spectrophotometric determination of hydrogen sulfide in natural waters. – *Limnol. Oceanogr.* 14: 454-458.
- COLE, J. J., MCDOWELL, W. H. & G. E. LIKENS (1984): Sources and molecular weight of 'dissolved' organic carbon in an oligotrophic lake. – *Oikos* 42: 1-9.
- COOK, R. B., KELLY, D. W. & M. A. TURNER (1986): Mechanisms of hydrogen ion neutralization in an experimentally acidified lake. – *Limnol. Oceanogr.* 31: 134-148.
- D'ANGELO, E. M. & K. R. REDDY (1994): Diagenesis of organic matter in a wetland receiving hypereutrophic lake water: II Role of inorganic electron acceptors in nutrient release. – *J. Environ. Qual.* 23: 937-943.
- DARLEY, W. M. (1982): *Algal biology: A physiological approach*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 168 S.
- DAVELAAR, D. (1993): Ecological significance of bacterial polyphosphate metabolism in sediments. – *Hydrobiologia* 253: 179-192.
- DAVID, M. B. & M. J. MITCHELL (1985): Sulfur constituents and cycling in waters, seston and sediments of an oligotrophic lake. – *Limnol. Oceanogr.* 30: 1196-1207.

- DDR-FACHBEREICHSSANDARD (1982): Nutzung und Schutz der Gewässer, stehende Binnengewässer - Klassifizierung TGL 27885/01. Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft, Berlin, 16 S.
- DEINEMA, M. H., VAN LOOSDRECHT, M. & A. SCHOLTEN (1985): Some physiological characteristics of *Acinetobacter* spp. Accumulating large amounts of phosphate. – Wat. Sci. Technol. 17: 119-125.
- DILLON, P. J., EVANS, H. E. & P. J. SCHOLER (1988): The effect of acidification on metal budgets of lakes and catchments. – Biogeochemistry 5 (2): 201-220.
- DOKULIL, M. & K. TEUBNER (2000): Cyanobacterial dominance in lakes. – Hydrobiologia 438 (1): 1-12.
- DONAHUE, W. F., SCHINDLER, D. W., PAGE, S. J. & M. P. STANTON (1998): Acid-induced changes in DOC quality in an experimental whole-lake manipulation. – Environ. Sci. Technol. 32: 2954–2960.
- DRISCOLL, C. T. (1985): Aluminium in acidic surface waters: chemistry, transport and effects. – Environ. Health Persp. 63: 93-104.
- DRISCOLL, C. T., EFFLER, S. W., AUER, M. T., DOERR, S. M. & M. R. PENN (1993): Supply of phosphorus to the water column of a productive hardwater lake – controlling mechanisms and management considerations. – Hydrobiologia 253: 61-72.
- DUDLEY, R. J. & P. F. CHURCHILL (1995): Effect and potential ecological significance of the interaction of humic acids with two aquatic extracellular proteases. – Freshwat. Biol. 34: 385-494.
- EKHOLM, P., MALVE, O. & T. KIRKKALA (1997): Internal and external loadings as regulators of nutrient concentrations in the agriculturally loaded Lake Pyhäjärvi, southwest Finland. – Hydrobiologia 345: 3-14.
- ENGELHARDT, S. (1996): Partikelgebundener Schwermetalltransport aus einem kleinen Einzugsgebiet (Hölzelbergbach, östliches Erzgebirge). – Diplomarbeit, Universität Göttingen, 80 S.
- FINDLAY, S., SMITH, P. J., & J. L. MEYER (1986): Effect of detritus addition on metabolism of river sediment. – Hydrobiologia 137: 257-263.
- FUKURA, H. & M. SAKAMOTO (1987): Enhancement of inorganic and phosphate release from lake sediment by tubificid worms and chironomid larvae. – Oikos 48: 312-320.
- FURRER, G. & B. WEHRLI (1996): Microbial reactions, chemical speciation and multi-component diffusion in pore waters of an eutrophic lake. – Geochim. Cosmochim. Acta 60 (13): 2333-2346.
- GÄCHTER, R. & J. S. MEYER (1993): The role of microorganisms in mobilization and fixation of phosphorus in sediments. – Hydrobiologia 253: 103-121.

- GILBOA-GARBER, N. (1971): Direct spectrophotometric determination of inorganic sulfide in biological material and in other complex mixtures. – *Anal. Biochem.* 43: 129-133.
- GIORDANI, G., BARTOLI, M., CATTADORI, M. & P. VIAROLI (1996): Sulphide release from anoxic sediments in relation to iron availability and organic matter recalcitrance and its effects on inorganic phosphorus recycling. – *Hydrobiologia* 329: 211-222.
- GOEDKOPP, W. & K. PETTERSSON (2000): Seasonal changes in sediment phosphorus forms in relation to sedimentation and benthic bacterial biomass in Lake Erken. – *Hydrobiologia* 431: 41-50.
- GOLTERMAN, H. L. (1995): The labyrinth of nutrient cycles and buffers in wetlands: results based on research in the Camargue (southern France). – *Hydrobiologia* 315: 39-58.
- GRANELI, W. (1999): Internal phosphorus loading in Lake Ringsjön. – *Hydrobiologia* 404: 19-26.
- HAITZER, M., ABBT-BRAUN, G., TRAUNSPURGER, W., & C. E. W. STEINBERG (1999): Effects of humic substances on bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons: Correlations with spectroscopic and chemical properties of humic substances. – *Environ. Toxicol. Chem.* 18: 2782–2788.
- HAKANSON, L. & M. JANSSON (1983): Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag, Berlin, 316 S.
- HAMILTON, D. P. & S. F. MITCHELL (1997): Wave-induced shear stresses, plant nutrients and chlorophyll in seven shallow lakes. – *Freshw. Biol.* 38: 159-168.
- HAMM, A. (2001): Eutrophierung. – In: DOKULIL, M., HAMM, A. & J.-G. KOHL (Hrsg.): Ökologie und Schutz von Seen, Kap. 2.2: 238-250. Facultas-Universitäts-Verlag, Wien.
- HARTLEY, A. M., HOUSE, W. A., CALLOW, M. E. & S. C. LEADBEATER (1997): Coprecipitation of phosphate with calcite in the presence of photosynthesizing green algae. – *Water Res.* 31: 2261-2268.
- HESSLEIN, R. H. (1976): An in situ sampler for close interval pore water studies. – *Limnol. Oceanogr.* 22: 913-915.
- HÖLL, K. (1930): Über Schlammablagerungen, insbesondere über das Vorkommen von „natürlichem belebtem Schlamm“ und seine Eigenschaften. – *Zbl. Bakt. Parasitenkunde* 81, II: 198-210.
- HOLM, N. P. & D. E. ARMSTRONG (1981): Role of nutrient limitation and competition in controlling the populations of *Asterionella formosa* and *Microcystis aeruginosa* in semicontinuous culture. – *Limnol. Oceanogr.* 26, 4: 622-634.
- HONGVE, D. (1997): Cycling of iron, manganese and phosphate in a meromictic lake. – *Limnol. Oceanogr.* 42: 635-647.
-

- HORDIJK, C. A., VAN ENGELEN, J. J. M., JONKER, F. A. & T. E. CAPPENBERG (1989): Determination of total sulfur in freshwater sediments by ion chromatography. – Wat. Res. 23: 853-859.
- HORN, H. & W. HORN (1996): Langfristige Veränderungen der Wasserbeschaffenheit in der Talsperre Saidenbach. – Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, Bd. 58 (4): 79-98.
- HORN, H. & W. HORN (2000): Sedimentation – the main loss factor in waters dominated by diatoms. Results of long-term investigations. – Internat. Rev. Hydrobiol. 85: 191-208.
- HORN, W. & H. HORN (1995): Limnological features of different acidic drinking water reservoirs in the Erzgebirge (Germany). – Int. Revue ges. Hydrobiol. 80: 623-638.
- HORN, H. & D. UHLMANN (1995): Competitive growth of blue-greens and diatoms (*Fragilaria*) in the Saidenbach reservoir (Germany). – Hydrobiologia 307: 231-238.
- HOUSE, W. A., CASEY, H., DONALDSON, L. & S. SMITH (1986): Factors affecting the coprecipitation of inorganic phosphate with calcite in hardwaters – I: Laboratory studies. – Water Res. 20: 917-922.
- HUBER, S. A. & FRIMMEL, F. H. (1991): Flow injection analysis of organic carbon in the low ppb-range. – Anal. Chem. 63: 2123-2130.
- HUBER, S. A. & FRIMMEL, F. H. (1996): Size-exclusion chromatography with organic carbon detection (LC-OCD): A fast and reliable method for the characterization of hydrophilic organic matter in natural waters. – Vom Wasser 86: 277-290.
- HUPFER, M. (1993): Untersuchungen zur Phosphatmobilität in Gewässersedimenten. – Dissertation, TU Dresden, 144 S.
- HUPFER, M. (1995): Bindungsformen und Mobilität in Gewässersedimenten. – In: STEINBERG, C., BERNHARDT, C. H. & KLAPPER, H. (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie, Kap. IV-3.2: 1-22. ecomed-Verlag, Landsberg.
- HUPFER, M. (2001): Seesedimente. – In: DOKULIL, M., HAMM, A. & J.-G. KOHL (Hrsg.): Ökologie und Schutz von Seen. Facultas-Universitäts-Verlag, Wien.
- HUPFER, M. & R. GÄCHTER (1995): Einfluß der hypolimnischen Belüftung auf den Phosphorhaushalt des Sempachersees (Schweiz). – In: JAEGER, D. & R. KOSCHEL (Hrsg.): Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. – Limnologie aktuell 8: 99-114. Fischer Verlag, Stuttgart.
- HUPFER, M., GÄCHTER, R. & R. GIOVANOLI (1995): Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. – Aquat. Sci. 57: 305-324.
- HUPFER, M., RENNER, S. & J. GELBRECHT (2001): Recolonization with macrophytes and their influence on the phosphorus fixation in the sediment of a shallow lake. – In: Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsbund Berlin e. V. (Hrsg.): Jahresforschungsbericht 2000.

- HUPFER, M. & UHLMANN, D. (1991): Microbially mediated phosphorus exchange across the mud-water-interface. – *Verh. Int. Verein. Limnol.* 24 (3): 2999-3003.
- HYENSTRAND, P., BLOMQVIST, P. & A. PETTERSSON (1998): Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems – a literature review. – *Arch. Hydrobiol. Spec. Issue Advanc. Limnol.* 51: 41-62.
- IMAMURA, N. (1981): Studies on the water blooms in Lake Kasumigaura. – *Verh. Int. Ver. Limnol.* 21: 652-658.
- INSTITUT FÜR WASSERWIRTSCHAFT BERLIN (Hrsg.) (1976): *Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung.* – Gustav Fischer Verlag, Jena.
- JACOBSEN, T. R. & H. RAI (1988): Determination of aminopeptidase activity in lake-water by a short term kinetic assay and its application in two lakes of different eutrophication. – *Arch. Hydrobiol.* 113: 359-370.
- JAHNKE, R. (1985): A model for microenvironments in deep-sea sediments: Formation and effects on porewater profiles. – *Limnol. Oceanogr.* 30: 956-965.
- JAMES, W. F., J. W. BARKO, H. L. EAKIN & D. R. HELSEL (2001): Changes in sediment characteristics following drawdown of Big Muskego Lake, Wisconsin. – *Arch. Hydrobiol.* 151 (3): 459-474.
- JANSSON, M., ENELL, M., FLEICHER, S., GÄCHTER, R., KELDERMANN, P., LÖFGREN, S., NÜRNBERG, G., PROVIVI, A. & A. SINKE (1988): Phosphorus release from lake sediments. – In: *Sediment phosphorus group: Working group summaries and proposals for future research.* *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 30: 90-93.
- JANSSON, M., OLSSON, H. & K. PETTERSON (1988): Phosphatases: origin, characteristics and function in lakes. – *Hydrobiologia* 170: 157-175.
- JENSEN, H. S. & F. Ø. ANDERSEN (1992): Importance of temperature, nitrate and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. – *Limnol. Oceanogr.* 37: 577-589.
- JENSEN, H. S., KRISTENSEN P., JEPPESEN, R. & A. SKYTTE (1992): Iron:Phosphorus ratio in surface sediments as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. – *Hydrobiologia* 235/236: 731-743.
- JENSEN, H. S. & B. THAMDRUP (1993): Iron bound phosphorus in marine sediments as measured by bicarbonate dithionite extraction. – *Hydrobiologia* 253: 47-59.
- JEPPESEN, E., JENSEN, J. P., SØNDERGAARD, M., LAURIDSEN, T. L., PEDERSEN, L. J. & L. JENSEN (1997): Top down control in fresh water lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. – *Hydrobiologia* 342/343: 151-164.
- JEPPESEN, E., KRISTENSEN, P., JENSEN, J. P., SØNDERGAARD, M., MORTENSEN, E. & T. LAURIDSEN (1991): Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow, eutrophic Danish lakes: duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. – *Mem. Ist. Ital. Idrob.* 48: 127-148.

- JONES, C. A. & E. B. WELCH (1990): Internal phosphorus loading related to mixing and dilution in a dendritic, shallow prairie lake. – *Res. J. Water Pol. Contr. Fed.* 62: 847-852.
- JONES, R. I., SALONEN, K. & H. DE HAAN (1988): Phosphorus transformations in the epilimnion of humic lakes: abiotic interactions between dissolved humic materials and phosphate. – *Freshwat. Biol.* 19: 357– 367.
- JØRGENSEN, B. B. (1977): Bacterial sulfate reduction within reduced microniches of oxidized marine sediments. – *Mar. Biol.* 41: 7-17.
- JØRGENSEN, B. B. (1983): Processes at the sediment-water interface. – In: BOLIN, B. & COOK, R. B. (Hrsg.): *The major biogeochemical cycles and their interaction.* Chapter 18: 477-509. Wiley, Chichester.
- JØRGENSEN, B. B. (1989): Biogeochemistry of chemoautotrophic bacteria. – In: SCHLEGEL, H. G. & B. BOWEN (Hrsg.): *Biochemistry of autotrophic bacteria:* 117-146. Science Tech Publishers, Madison.
- JØRGENSEN, B. B. (1990): The sulfur cycle of freshwater sediments: Role of thiosulfate. – *Limnol. Oceanogr.* 35: 1329-1342.
- JØRGENSEN B. B., H. FOSSING, C. O. WIRSEN & H.W. JANNASCH (1991): Sulfide oxidation in the anoxic Black Sea chemocline. – *Deep-Sea Res.* 38: 1083-1103.
- KAMP-NIELSEN, L. (1974): Mud-water exchange of phosphate and other ions in undisturbed sediment cores and factors affecting the exchange rates. – *Arch. Hydrobiol.* 73: 218-237.
- KARNER, M. & F. RASSOULZADEGAN (1995): Extracellular enzyme activity: Indications for high short-term variability in a coastal marine ecosystem. – *Microb. Ecol.* 30: 143-156.
- KEMP, V. M., SAMPOU, P., GARBER, J., TUTTLE, J. & W. R. BOYNTON (1992): Seasonal depletion of oxygen from bottomwaters of Chesapeake Bay: Roles of benthic and planktonic respiration and physical exchange processes. – *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 85: 137-152.
- KIM, B. & R. G. WETZEL (1993): The effect of dissolved humic substances on the alkaline phosphatase and growth of microalgae. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 129-132.
- KLAPWIJK, S. P., KROON, J. M. W. & M. L. MEIJER (1982): Available phosphorus in lake sediments in the Netherlands. – *Hydrobiologia* 92: 491-500.
- KLEEBERG, A. (1997): Interactions between benthic phosphorus release and sulfur cycling in Lake Scharmuetzelsee (Germany). – *Water, Air, Soil Poll.* 99: 391-399.
- KLEEBERG, A. & G. E. DUDEL (1997): Changes in extent of phosphorus release in a shallow lake (Lake Grosser Müggelsee; Germany, Berlin) due to climatic factors and load. – *Mar. Geol.* 139: 61-75.

- KLEEGERG, A., & H. SCHUBERT (2000): Vertical gradient and particel distribution and its elemental composition under oxic and anoxic conditions in a eutrophic lake, Scharmuetzelsee, NE Germany. – Arch Hydrobiol. 148: 187-207.
- KNOWLES, R. (1982): Denitrification. – Microbiol. Rev. 46: 43-70.
- KOPÁČEK, J., HEIZLAR, J., BURIVEC, J., PORCAL, P. & I., KOTOROVÁ (2000): Phosphorus inactivation by aluminium in the water column and sediments: Lowering of in-lake phosphorus availability in an acidified watershed-lake ecosystem. – Limnol. Oceanogr. 45 (1): 212-225.
- KÖRNER, S. (2002): Submerse Makrophyten – wichtig für die Seentherapie in Deutschland? – Wasser & Boden 54 (9): 38-41.
- KOSTKA, J. E., CANFIELD, D. E. & B. THAMDRUP (1999): Rates and pathways of carbon oxidation in permanently cold Arctic sediments. – Mar. Ecol. Prog. Ser. 180: 7-21.
- KOZERSKI, H. P. & A. KLEEGERG (1998): The sediments and benthic-pelagic exchange in the shallow lake Müggelsee (Berlin, Germany). – Int. Rev. Hydrobiol. 83: 77-112.
- KRISTENSEN, E. (2000): Organic matter diagenesis at the oxic/anoxic interface in coastal marine sediments, with emphasis on the role of burrowing animals. – Hydrobiologia 426: 1-24.
- KRISTENSEN, E., AHMED, S. I. & A. H. DEVOL (1995): Aerobic and anaerobic decomposition of organic matter in marine sediment: Which is fastest? – Limnol. Oceanogr. 40 (8): 1430-1437.
- KRISTENSEN, E., DEVOL, A. H. & H. E. HARTNETT (1999): Organic matter diagenesis in sediments on the continental shelf and slope of the Eastern Tropical and temperate North Pacific. – Cont. Shelf Res. 19: 1331-1351.
- KRISTENSEN, P., SØNDERGAARD, M., & E. JEPPESEN (1992): Resuspension in a shallow eutrophic lake. – Hydrobiologia 228: 101-109.
- KROM, M. D. & R. A. BERNER (1980): The diffusion coefficients of sulfate, ammonium and phosphate ions in anoxic marine sediments. – Limnol. Oceanogr. 25 (2): 327-337.
- LADD, J. N., & J. H. A. BUTLER (1975): Humus-enzyme systems and synthetic, organic polymer-enzyme systems. – In: PAUL, E. A. & A. D. MCLAREN (Hrsg.): Soil Biochemistry, Vol. 4: 143-193. Marcel Dekker, New York.
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1990): Limnologie und Bedeutung ausgewählter Talsperren in der Bundesrepublik Deutschland, Wiesbaden, 280 S.
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1998): Vorläufige Richtlinie von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuch-Verlag, Berlin, 74 S.
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (2000): Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren. Kulturbuch-Verlag, Berlin, 34 S.

- LAZZARETTI-ULMER, M. A. & K. W. HANSELMANN (1999): Seasonal variation of the microbially regulated buffering capacity at sediment water interfaces in a fresh-water lake. – *Aquat. Sci.* 61: 59-74.
- LENHART, B. & STEINBERG, C. (1984): Limnochemische und limnobiologische Auswirkungen der Versauerung von kalkarmen Oberflächengewässern. – Informationsberichte Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.
- LERMAN, A. (Hrsg.) (1978): *Lakes - Chemistry, Geology, Physics*. Springer Verlag New York, Heidelberg, Berlin, 385 S.
- LI, Y.-H. & S. GREGORY (1974): Diffusion of ions in sea water and in deep-sea sediments. – *Geochim. Cosmochim. Acta* 38: 703-714.
- MAABEN, S. (1999): Auswirkungen der Gewässersanierung durch Sedimententfernung des Plötzensees auf die P-Konzentration und -Verfügbarkeit der Sedimente. – Diplomarbeit, TU Berlin, 76 S.
- MAHER, W., BATLEY, G. E. & I. LAWRENCE (1999): Assessing the health of sediment ecosystems: use of chemical measurements. – *Freshw. Biol.* 41: 361-372.
- MALLET, C. & D. DEBROAS (2001): Regulation of β - and α -glycolytic activities in the sediments of a eutrophic lake. – *Microb. Ecol.* 41: 106-113.
- MANAGE, P. M., KAWABATA, Z. & S. NAKANO (1999): Seasonal changes of cyanophage infectious to *Microcystis aeruginosa* in a hypereutrophic pond. – *Hydrobiologia* 411: 211-216.
- MANNSFELD, K. (2000): Raumstruktur und Stoffhaushalt - Beiträge zur Modellierung der Stickstoffauswaschung. – Sitzungsberichte der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Bd. 128 (1).
- MARNETTE, E. C., HORDIJK, C., BREEMEN, N. V. & T. E. CAPPENBERG (1992): Sulfate reduction and S-oxidation in a moorland pool sediment. – *Biogeochem.* 17: 123-143.
- MARSDEN, M. W. (1989): Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. – *Freshwater Biol.* 21: 139-162.
- MARXSEN, J., TIPPMMANN, P., HEININGER, P., PREUß, G. & A. REMDE (1998): Enzymaktivität. – In: VAAM (Hrsg.): *Mikrobiologische Charakterisierung aquatischer Sedimente (Methodensammlung)*: 87-114. R. Oldenbourg Verlag, München, Wien.
- MCAULIFFE, T. F., LUKATELICH, R. J., MCCOMB, A. J., & S. QIU (1998): Nitrate applications to control phosphorus release from sediments of a shallow eutrophic estuary: an experimental evaluation. – *Mar. Freshwater Res.* 49: 463-473.
- MESSER, J. & P. L. BREZONIK (1983): Comparison of denitrification rate estimation techniques in a large, shallow lake. – *Wat. Res.* 17: 631-640.
- MIERSCH, U. (1997): Die natürliche Steuerung von *Microcystis aeruginosa* in der hypertrophen Talsperre Bautzen. – Dissertation TU Dresden, 112 S.

- MIETZ, O. (1991): Allgemeine limnologische Charakteristik von 12 Potsdamer Landseen unter Berücksichtigung des Einflusses von topographischen und morphometrischen Parametern auf den Chlorophyll-a-Gehalt. – Dissertation Humboldt-Universität Berlin, 129 S.
- MIETZ, O. & H. VIETINGHOFF (1994): Zu den funktionellen Abhängigkeiten zwischen morphometrischen, topographischen und trophischen Kriterien von Seen. – *Wasserwirtschaft* 84 (12): 662-667.
- MIETZ, O., VIETINGHOFF, H. & I. GABRYSCH (1996): Ermittlung des potentiellen Trophiezustandes von Seen. – DVWK-Forschungsauftrag, Potsdam.
- MIETZ, O., VIETINGHOFF, H. & I. GABRYSCH (1998): Ermittlung von statistischen Zusammenhängen zwischen morphometrischen und trophieanzeigenden Parametern und die Quantifizierung eines potentiell natürlichen Trophiezustandes für die Tal Sperren Deutschlands. – DVWK-Forschungsauftrag, Potsdam.
- MITCHELL, A. & D. S. BALDWIN (1998): Effects of desiccation/oxidation on the potential for bacterially mediated P release from sediments. – *Limnol. Oceanogr.* 43 (3): 481-487.
- MITSCH, J. W. & J. W. GOSSELINK (1993): Biogeochemistry of wetlands. – In: *Wetlands*: 114-147. Van Nostrand Reinhold, New York.
- MORTIMER, C. H. (1941): The exchange of dissolved substances between mud and lake water in lakes. – *J. Ecol.* 29: 280-329.
- MORTIMER, C. H. (1942): The exchange of dissolved substances between mud and lake water in lakes. – *J. Ecol.* 30: 147-201.
- MORTIMER, C. H. (1971): Chemical exchanges between sediments and water in the great lakes - speculations on probable regulatory mechanisms. – *Limnol. Oceanogr.* 17: 387-404.
- MOUVET, C. & A. C. M. BOURG (1983): Speciation (including adsorbed species) of copper, lead, nickel and zinc in the Meuse River. – *Wat. Res.* 17: 641-649.
- MÜNSTER, U., NURMINEN, J., EINIÖ, P. & J. OVERBECK (1992): Extracellular enzymes in a small polyhumic lake: origin, distribution and activities. – *Hydrobiologia* 243/244: 47-59.
- MURRAY J. W., H. W. JANNASCH, S. HONJO, R. F. ANDERSON, W. S. REEBURGH, Z. TOP, G. E. FRIEDERICH, L. A. CODISPOTI & E. IZDAR (1989): Unexpected changes in the oxic/anoxic interface in the Black Sea. – *Nature* 338: 411-413.
- MURRAY, T. E. (1995): The correlation between iron sulfide precipitation and hypolimnetic phosphorus accumulation during one summer in a soft water lake. – *Canad. J. Fish. Aquatic Sci.* 52: 1190-1194.
- NAUMANN, E. (1921): Einige Grundbegriffe der regionalen Limnologie. – *Lunds Univ. Arsskrift N. F., Adv. 2*, Bd. 17, Nr. 8, 22 S.
- NAUMANN, E. (1932): Grundzüge der regionalen Limnologie. *Binnengewässer* Bd. XI, Stuttgart, 176 S.
-

- NILSSON, S. I. (1985): Budgets of aluminium species, iron, and manganese in the Lake Gardsjön catchment in SW Sweden. – *Ecol. Bull. Stockholm* 37: 120-132.
- NÜRNBERG, G. (1988): Prediction of phosphorus release rates from total and reductant-soluble phosphorus in anoxic lake sediments. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 453-462.
- NÜRNBERG, G. (1996): Comment: Phosphorus budgets and stoichiometry during the open-water season in two unmanipulated lakes in the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. – *Can. J. Fish. Aqua. Sci.* 53: 1469-1471.
- OBST, U. (1995): *Enzymatische Tests für die Wasseranalytik*. R. Oldenbourg Verlag, München, Wien, 151 S.
- OECD (ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT) (1982): *Eutrophication of waters – Monitoring, assessment and control*, OECD-Publication, Paris, 164 S.
- OHLE, W. (1952): Die hypolimnische Kohlendioxid-Akkumulation als produktionsbiologischer Indikator. – *Arch. Hydrobiol.* 46: 153-285.
- OHLE, W. (1954): Sulfat als „Katalysator“ des limnischen Stoffkreislaufs. – *Vom Wasser* 21: 13 - 32.
- OHLE, W. (1958): Die Stoffwechselfynamik der Seen in Abhängigkeit von der Gasabscheidung ihres Schlammes. – *Vom Wasser* 25: 127-149.
- OHLE, W. (1978): Ebullition of gases from sediment, condition and primary production of lakes. – *Verh. Int. Verein. Limnol.* 20: 957-962.
- OLSSON, H. (1990): Phosphatase activity in relation to phytoplankton composition and pH in Swedish lakes. – *Freshw. Biol.* 23: 353-362.
- PAERL, H. W. & J. F. USTACH (1982): Blue-green algal scums. – *Limnol. Oceanogr.* 27: 212-217.
- PAMATMAT, M. M. (1971) Oxygen consumption by the seabed. IV. Shipboard and laboratory experiments. – *Limnol. Oceanogr.* 16: 536-550.
- PAUL, L. (1995): Nutrient elimination in an underwater pre-dam. – *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 80 (4): 479-594.
- PAUL, L., SCHRÖTER, K., LABAHN, J. & M. HABI (1998): Eine Vorsperre in der Talsperre - Der Einsatz einer Folientauchwand zur Verminderung des Nährstoffeintrages. – In: BMBF (Hrsg.): *Entwicklung von Gewässertechnologien zur Sanierung von Talsperren und Seen. Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens „Maßnahmen zur Beseitigung nutzungseinschränkender Qualitätseigenschaften stehender Gewässer“*: 133-175.
- PENN, M. R., AUER, M. T., VAN ORMAN, E. L. & J. J. KORIENEK (1995): Phosphorus diagenesis in lake sediments: Investigations using fractionation techniques. – *Mar. Freshwater Res.* 46: 89-99.

- PERKINS, R. G. & C. J. G. UNDERWOOD (2001): The potential for phosphorus release across the sediment-water interface in a eutrophic reservoir dosed with ferric sulphate. – *Water Res.* 34: 2037-2042.
- PETROVIC, M. & M. KASTELAN-MACAN (1996): The uptake of inorganic phosphorus by insoluble metal-humic complexes. – *Wat. Sci. Tech.* 34 (7-8): 253-258.
- PETTERSON, K. (1986): The fractional composition of phosphorus in lake sediments of different characteristics. – In: SLY, P. G. (Hrsg.): *Sediment and water interactions, Proceedings of the 3rd International Symposium on the Interactions between Sediments and Water*. Springer-Verlag, New York.
- PETTERSON, K. (1998): Mechanisms for internal loading of phosphorus in lakes. – *Hydrobiologia* 374: 21-25.
- PETTICREW, E. L. & J. M. AROCENA (2001): Evaluation of iron-phosphate as a source on internal lake phosphorus loadings. – *Sci. Total Environ.* 266: 87-93.
- PHILLIPS, G., JACKSON, R., BENNET, C. & A. CHILVERS (1994): The importance of sediment phosphorus release in the restoration of very shallow lakes (The Norfolk Broads, England) and implications for biomanipulation. – *Hydrobiologia* 275/276: 445-456.
- PIERCE, J. & T. OMATA (1988): Uptake and utilization of inorganic carbon by cyanobacteria. – *Photosynthesis Res.* 16: 141-154.
- POWER, E. & P. M. CHAPMAN (1992): Assessing sediment quality. – In: G. A. J. BURTON: *Sediment toxicity assessment*: 1 - 18. Lewis Publishers, Boca Raton.
- PREPAS, E. E. & J. M. BURKE (1997): Effects of hypolimnetic oxygenation on water quality in Amisk Lake, Alberta, a deep eutrophic lake with high internal phosphorus loading rates. – *Can. J. Fisheries Aquat. Sci.* 54: 2111-2120.
- PSENNER, R. & J. CATALAN (1994): Chemical composition of lakes in crystalline basins: a combination of atmospheric deposition, geological background, biological activity and human action. – In: MARGALEF, R. (Hrsg.): *Limnology Now: A Paradigm of the planetary problems*, Elsevier Science B. V.
- PSENNER, R., PUCSKO, R. & M. SAGER (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten. – *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 70: 111-155.
- PÜTZ, K., REICHELT, P., SUDBRACK, R. & M. FRIEMEL (2002): *Nitratbericht Sächsischer Trinkwassertalsperren - Bericht der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen zur Belastung der sächsischen Talsperren mit Nitrat*. Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen (Hrsg.), Verlag Dr. U. Miersch, Dresden.
- PÜTZ, K. & W. SCHARF (1998): Die Sicherstellung von Nutzungsinteressen und Gewässerschutz durch eine integrierte Wassermengen- und Gütebewirtschaftung von Talsperren. – *gwf-Wasser/spezial* 139 (15): 5-12.
- RAMÍREZ, A., PRINGLE, C. M. & L. MOLINA (2003): Effects of stream phosphorus levels on microbial respiration. – *Freshw. Biol.* 48: 88-97.

- RAMM, K. & V. SCHEPS (1997): Phosphorus balance of a polytrophic shallow lake with the consideration of phosphorus release. – *Hydrobiologia* 342: 43-53.
- RENNBERG, I. (1985): Influences of acidification on the sediment chemistry of Lake Gardsjön, SW Sweden. – *Ecol. Bull. Stockholm* 37: 246-250.
- RIPL, W. (1982): Nitrification, denitrification and phosphorus inactivation in lake sediments - a reply. – *Vatten* 38: 363-365.
- RODEN, E. E. & J. W. EDMONDS (1997): Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments: microbial Fe(III) oxide reduction versus iron-sulfide formation. – *Arch. Hydrobiol.* 139: 347-378.
- ROSSO, A. L. & F. AZAM (1987): Proteolytic activity in coastal oceanic waters: depth distribution and relationship to bacterial populations. – *Mar. Ecol. Prog. Series* 41: 231-240.
- RUDD, J. W. M., KELLY, C. A. & A. FURUTANI (1986): The role of sulfate reduction in long-term accumulation of organic and inorganic sulfur in lake sediments. – *Limnol. Oceanogr.* 31: 1281-1292.
- RUDD, J. W. M., KELLY, C. A., SCHINDLER, D. W. & M. A. TURNER (1990): A comparison of the acidification efficiencies of nitric and sulfuric acids by two whole-lake addition experiments. – *Limnol. Oceanogr.* 35: 663-679.
- RYDIN, E., HUSER, B. & E. WELCH (2000): Amount of phosphorus inactivated by alum treatments in Washington lakes. – *Limnol. Oceanogr.* 45 (1): 226-230.
- RYDIN, S.-O. (1981): Reversibility of man-induced eutrophication. – Experience of a lake recovery study in Sweden. – *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 66: 449-503.
- SACHSE, A., BABENZIEN, D., GINZEL, G., GELBRECHT, J. & C. STEINBERG (2001): Characterization of dissolved organic carbon (DOC) in a dystrophic lake and an adjacent fen. – *Biogeochemistry* 54: 279-296.
- SAGER, M. (1986): Ökologie des Aluminiums. Eine Übersicht. – *Schweiz. Z. Hydrol.* 48 (1): 71-103.
- SAGER, M. (1988): Comparison of solubilities of phosphate and associated metals in consecutive leaching techniques. – *Arch. Hydrobiol. Beih.* 30: 71-81.
- SALA, M. M., KARNER, M., ARIN, L. & C. MARRASÉ (2001) Measurement of ectoenzyme activities as an indication of inorganic nutrient imbalance in microbial communities. – *Aquat. Microb. Ecol.* 23: 301-311.
- SAS, H. (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, experiences, extrapolation. *Academia Verlag Richarz, St. Augustin*, 497 S.
- SAUNDERS, D. L. & J. KALFF (2001): Denitrification rates in the sediments of Lake Memphremagog, Canada-USA. – *Wat. Res.* 35 (8): 1897-1904.
- SCHALLENBERG, M. & J. KALFF (1993): The ecology of sediment bacteria in lakes and comparisons with other aquatic ecosystems. – *Ecology* 74: 913-934.

- SCHARF, W. (1999): Restoration of the highly eutrophic Lingese reservoir. – *Hydrobiologia* 416: 85-96.
- SCHINDLER, D. W. (1986): The significance of in-lake production of alkalinity. – *Water Air Soil Pollut.* 30: 931-944.
- SCHINNER, F. & R. SONNLEITNER (1996): *Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik - Grundlagen, Klima, Vegetation und Bodentyp*. Springer-Verlag, Berlin, 450 S.
- SCHMIDT, J. MICHAEL, A. & M. VON WERNER (1996): Gewässerbelastung durch erosionsbedingte Stoffeinträge (Beispiel TS Saidenbach). – *Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse*, Bd. 58 (4): 17-32.
- SCHWOERBEL, J. (1998): *Einführung in die Limnologie*. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, New York, 465 S.
- SEITZINGER, S. P. (1988): Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. – *Limnol. Oceanogr.* 33: 702-724.
- SEITZINGER, S. P. (1990): Denitrification in aquatic sediments. – In: REVSBECH, N. P. & J. SORENSEN (Hrsg.): *Denitrification in soil and sediment*, FEMS Symposium No. 56: 301-322. Plenum Press, New York, London.
- SEITZINGER, S. P. (1994): Linkages between organic matter mineralization and denitrification in eight riparian wetlands. – *Biogeochemistry* 23: 147-167.
- SHERMAN, L. A., BREZONIK, P. L., BAKER, L. A. & E. P. WEIR (1994): Sediment pore water dynamics of Little Rock Lake, Wisconsin: Geochemical processes, seasonal and spatial variability. – *Limnol. Oceanogr.* 39: 1155-1171.
- SIEBER, H.-U. (1992): *Talsperren in Sachsen*. – *Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen* (Hrsg.), Pirna, 252 S.
- SINKE, A., CORNELESE, A., CAPPENBERG, T. & A. ZEHNDER (1992): Seasonal variation in sulfate reduction and methanogenesis in peaty sediments of eutrophic lake Loosdrecht, the Netherlands. – *Biogeochemistry* 15: 19-37.
- SINKE, A., CORNELESE, A., KEIZER, P., VAN TONGEREN, O. & T. CAPPENBERG (1990): Mineralization, pore water chemistry and phosphorus release from peaty sediments in the eutrophic Loosdrecht lakes, the Netherlands. – *Freshwater Biol.* 23: 587-599.
- SIUDA, W. & R. J. CHRÓST (1987): The relationship between alkaline phosphatase (APA) activity and phosphate availability for phytoplankton and bacteria in eutrophic lakes. – *Acta Microbiologica Polonica* 36: 247-257.
- SKUJINŠ, J. (1976): Extracellular enzymes in soil. – *CRC Crit. Rev. Microbiol.* 6: 383-421.
- SOMMERS, L. E., HARRIS, R. F., WILLIAMS, J. D. H., ARMSTRONG, D. E. & J. K. SYERS (1972): Fractionation of organic phosphorus in lake sediments. – *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 36: 51-54.

- SØNDERGAARD, M. (1989): Phosphorus release from a hypertrophic lake sediment: experiments with intact sediment cores in a continuous flow system. – Arch. Hydrobiol. 116: 45-59.
- SØNDERGAARD, M., JENSEN, J. P. & E. JEPPESEN (1999): Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. – Hydrobiologia 408/409: 145-152.
- SØNDERGAARD, M., JENSEN, J. P. & E. JEPPESEN (2001): Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. – Sci. World 1: 427-442.
- SØNDERGAARD, M., KRISTENSEN, P., & E. JEPPESEN (1992): Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arresø, Denmark. – Hydrobiologia 28: 91-99.
- SØNDERGAARD, M., KRISTENSEN, P. & E. JEPPESEN (1993): Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Søbygaard, Denmark. – Hydrobiologia 253: 345-356.
- STARMACH, K. (1974): Bioecological characteristics of blue-green algae and consitions of their development - a review. – Pol. Arch. Hydrobiol. 21: 29-39.
- STEINBERG, C. (2001): Biogeochemische Regulierung in limnischen Ökosystemen: Zur ökologischen Bedeutung von Huminstoffen. – In: STEINBERG, C., CALMANO, W., KLAPPER, H. & R.-D. WILKEN (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie Teil 2. Kap. IV, ecomed-verlag, Landsberg, 134 S.
- STEWART, A. J. & R. G. WETZEL (1982): Influence of dissolved humic materials on carbon assimilation and alkaline phosphatase activity in natural algal-bacterial assemblages. – Freshwat. Biol. 12: 309-380.
- STIGEBRANDT A. & F. WULFF (1987): A model for the dynamics of nutrients and oxygen in the Baltic proper. – J. Mar. Res. 45: 729-759 .
- STUMM, W. & J. J. MORGAN (1996): Aquatic chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. John Wiley & Sons, New York, 1022 S.
- STURM, M. (1989): Bestimmung partikulären Phosphors in Sedimenten. – EAWAG Methoden.
- SUN, L., PERDUE, E. M., MEYER, J. L. & J. WEIS (1997): Use of elemental composition to predict bioavailability of dissolved organic matter in a Georgia river. – Limnol. Oceanogr. 42: 714–721.
- TAKAMURA, N. M., YASUNO, M. & K. SUGAHARA (1984): Overwintering of *Microcystis aeruginosa* Kütz. in a shallow lake. – J. Plankton Res. 6: 1019-1029.
- TESSENOW, U. (1972): Lösungs-, Diffusions- und Sorptionsprozesse in der Oberschicht von Seesedimenten. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 38: 353-398.
- THAMDRUP, B. & D. E. CANFIELD (1996): Pathways of carbon oxidation in continental margin sediments off Central Chile. – Limnol. Oceanogr. 41: 1629-1650.

- THAMDRUP, B., FOSSING, H., & B. B. JØRGENSEN (1994): Manganese, iron, and sulfur cycling in a coastal marine sediment, Aarhus Bay, Denmark. – *Geochim. Cosmochim. Acta* 58: 5115-5129.
- THIENEMANN, A. (1914): Physikalische und chemische Untersuchungen an den Maaren der Eifel. – *Verh. Naturhist. Ver. Preuß. Rheinl. Westf.*, Teil I, Bd. 70: 249-303.
- THIENEMANN, A. (1915): Physikalische und chemische Untersuchungen an den Maaren der Eifel. – *Verh. Naturhist. Ver. Preuß. Rheinl. Westf.*, Teil II, Bd. 71: 273-389.
- TORNBLOM, E. & E. RYDIN (1998) Bacterial and phosphorus dynamics in profundal Lake Erken sediments following the deposition of diatoms: a laboratory study. – *Hydrobiologia* 364: 55-63.
- TUOMINEN, L., KAIRESALO, T., HARTIKAINEN, H. & P. TALLBERG (1996): Nutrient fluxes and microbial activity in sediment enriched with seston. – *Hydrobiologia* 335: 19-31.
- UHLMANN, D. (1994): Die Beschaffenheit der Gewässer als Anzeiger für den Zustand der Umwelt. – *Sitzungsberichte der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse*, Bd. 125 (1). Akademie Verlag, Berlin.
- UHLMANN, D., APPELT, C., ULRICH, K. U. & L. PAUL (2000): Microbial and chemical composition of the upper sediment layers in a man-made lake. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 866-870.
- UHLMANN, D. & W. HORN (2001): *Hydrobiologie der Binnengewässer*. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 528 S.
- UHLMANN, D., HUPFER, M. & C. APPELT (1997): Composition of sediments in drinking water reservoirs as a basis for the assessment of potential changes in water quality. – *J. Water SRT-Aqua* 46 (2): 84-94.
- UHLMANN, D., HUPFER, M. & L. PAUL (1995): Longitudinal gradients in the chemical and microbial composition of the bottom sediment in a channel reservoir (Saidenbach R., Saxony). – *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 80: 15-25.
- UHLMANN, D., RÖSKE, I., HUPFER, M. & G. OHMS (1990): A simple method to distinguish between polyphosphate and other fractions of activated sludge. – *Wat. Res.* 24 (11): 1355-1360.
- ULRICH, K.-U. (1998): Vergleichende Untersuchungen zu Auswirkungen des Sediments auf die Wasserbeschaffenheit in Trinkwassertalsperren unter Berücksichtigung von Stauspiegelschwankungen. – *Dissertation, TU Dresden*, 120 S.
- URBAN, N. R., BREZONIK, P. L., BAKER, L. A. & L. A. SHERMAN (1994): Sulfate reduction and diffusion in sediments of Little Rock Lake, Wisconsin. – *Limnol. Oceanogr.* 39: 797-815.
- URBAN, N. R., GORHAM, E., UNDERWOOD, J. K., MARTIN, F.B. & J. G. OGDEN (1990): Geochemical processes controlling concentrations of Al, Fe and Mn in Nova Scotia lakes. – *Limnol. Oceanogr.* 35 (7): 1516-1534.

- VAN DER MOLEN, D. T. & P. C. N. BOERS (1994): Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of external loading. – *Hydrobiologia* 275/276: 379-389.
- VAN KESSEL, J. F. (1977): Factors affecting the denitrification rate in two water sediment systems. – *Wat. Res.* 11: 259-267.
- VAN LUIJN, F., BOERS, P. C. M., LIJKLEMA, L. & J. P. R. SWEERTS (1999): Nitrogen fluxes and processes in sandy and muddy sediments from a shallow eutrophic lake. – *Wat. Res.* 33 (1): 33-42.
- WAITE, T. D., WRIGLEY, I. C. & R. SZYMCAK (1988): Photoassisted dissolution of a colloidal manganese oxid in the presence of fulvic acid. – *Environ. Sci. Technol.* 22 (7): 778-785.
- WELCH, E. B. & G. D. COOKE (1995): Internal phosphorus loading in shallow lakes: importance and control. – *Lake Reserv. Manage.* 11: 273-281.
- WELKER, M. & C. E. W. STEINBERG (2000): Rates of humic substances photosensitized degradation of microcystin-LR in natural waters. – *Environ. Sci. Technol.* 34: 3415-3419.
- WENTZEL, M. C., LÖTTER, L. H., EKAMA, G. H., LOEWENTHAL, R. E. & G. R. MARAIS (1991): Evaluation of biochemical models for biological excess phosphorus removal. – *Wat. Sci. Technol.* 23: 567-574.
- WETZEL, R. G. (1993): Humic compounds from wetlands: Complexation, inactivation and reactivation of surface-bound and extracellular enzymes. – *Verh. Internat. Verein. Limnol* 25: 122-128.
- WIDDEL, F. (1988): Microbiology and ecology of sulfate- and sulfur reducing bacteria. – In: ZEHNDER, A. J. B (Hrsg.): *Biology of anaerobic microorganisms*: 469-586. John Wiley & Sons, New York.
- WOBUS, A., BLEUL, C., MAABEN, S., SCHEERER, C. SCHUPPLER, M., JACOBS, E. & I. RÖSKE (2002): Microbial diversity and functional characterization of sediments from reservoirs of different trophic state. – *FEMS Microbiol. Ecol.* (eingereicht).
- YOSHINARI, T. & R. KNOWLES (1976): Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrifying bacteria. – *Biochem. Biophys. Res. Comm.* 69: 705-710.

zitierter Internet-Adressen:

- [1] <http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/organisation/staatsbetriebe/talsperrenverwaltung/start/index.html> (April 2003)
- [2] http://www.mv-regierung.de/staeun/neubrandenburg/pages/projekt_weiss.htm (April 2003)
- [3] http://www.mv-regierung.de/staeun/neubrandenburg/pages/projekt_schwandt.htm (April 2003)
- [4] <http://www.polyplan-gmbh.de/polyplan/Polyplan/de/1/frames/themen/12.html> (April 2003)